

اللَّهُ الرَّحْمَنُ الرَّحِيمُ



معاونت پژوهش و فن آوری

به نام خدا

مشور اخلاق پژوهش

یادری از خداوند جهان و اعتقاد به این که عالم مظهر خداست و همواره مظهر بر افعال انسان و به منظور پاس داشت مقام بلند دانش پژوهش و نظریه آیهیت جایگاه دانشگاه و اعتدای فرهنگ و تمدن بشری، مآداً انجمن و احصاء بیات علمی

و اعتدای دانشگاه آزاد اسلامی مشهد می گردیم اصول زیر را در انجام فعالیت های پژوهشی مد نظر قرار داده و از آن تخطی نکنیم:

۱- اصل حقیقت جویی: تلاش در راستای پی جویی حقیقت و وفاداری به آن و دوری از حرکت پنهان سازی حقیقت.

۲- اصل رعایت حقوق: التزام به رعایت کامل حقوق پژوهشگران و پژوهشگران (انسان، حیوان و نبات) و سایر صاحبان حق.

۳- اصل مالکیت مادی و معنوی: تعهد به رعایت کامل حقوق مادی و معنوی دانشگاه و کلیه به کاران پژوهش.

۴- اصل منافع ملی: تعهد به رعایت مصالح ملی و در نظر داشتن پیشبرد توسعه کشور و کلیه مراحل پژوهش.

۵- اصل رعایت انصاف و امانت: تعهد به اجتناب از حرکت جانب داری غیر علمی و حفاظت از اموال، تجهیزات و منابع در اختیار.

۶- اصل رازداری: تعهد به صیانت از اسرار و اطلاعات محرمانه افراد، سازمان ها و کشور و کلیه افراد و نهاد های مرتبط با تحقیق.

۷- اصل احترام: تعهد به رعایت حریم ها و حرمت ها در انجام تحقیقات و رعایت جانب تعد و خود داری از حرکت حرمت شکنی.

۸- اصل ترویج: تعهد به رواج دانش و اشاعه نتایج تحقیقات و انتقال آن به به کاران علمی و دانشجویان به غیر از مواردی که منع قانونی دارد.

۹- اصل برکت: التزام به برکت جویی از حرکت رفتار غیر حرفه ای و اعلام موضع نسبت به کسانی که حوزه علم پژوهش را به ثبات های غیر علمی می آلائند.



تاریخ: _____
شماره: _____
پیش: _____



تعمدنامه اصالت رساله یا پایان نامه تحصیلی

دانشگاه آزاد اسلامی

واحد علوم و تحقیقات

اینجانب دانش آموخته مقطع کارشناسی ارشد ناپیوسته/دکتری تخصصی

در رشته که در تاریخ از پایان نامه/رساله خود تحت عنوان

.....

.....

با کسب نمره و درجه دفاع نموده‌ام بدینوسیله متعهد می‌شوم:

(۱) این پایان نامه / رساله حاصل تحقیق و پژوهش انجام شده توسط اینجانب بوده و در مواردی که از دستاوردهای علمی و پژوهشی دیگران (اعم از پایان نامه، کتاب، مقاله و ...) استفاده نموده‌ام، مطابق ضوابط و رویه موجود نام منبع مورد استفاده و سایر مشخصات آنرا در فهرست مربوطه ذکر و درج کرده‌ام.

(۲) این پایان نامه / رساله قبلاً برای دریافت هیچ مدرک تحصیلی (هم سطح، پایین‌تر یا بالاتر) در سایر دانشگاهها و مؤسسات آموزش عالی ارائه نشده است.

(۳) چنانچه بعد از فراغت از تحصیل، قصد استفاده و هرگونه بهره‌برداری اعم از چاپ کتاب، ثبت اختراع و ... از این پایان نامه یا رساله داشته باشم، از حوزه معاونت پژوهشی واحد مجوزهای مربوطه را اخذ نمایم.

(۴) چنانچه در هر مقطع زمانی خلاف موارد فوق ثبت شود، عواقب ناشی از آن را می‌پذیرم و دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات مجاز است با اینجانب مطابق ضوابط و مقررات رفتار نموده و در صورت ابطال مدرک تحصیلی‌ام هیچگونه ادعایی نخواهم داشت.

نام و نام خانوادگی:



دانشگاه آزاد اسلامی

واحد علوم و تحقیقات تهران

دانشکده علوم و فنون دریایی، گروه بیولوژی دریا

رساله دکتری رشته بیولوژی دریا (Ph.D)

گرایش:

اکولوژی دریا

عنوان:

ارزیابی خطر اکولوژیک آلودگی رسوبات بر فون کفزیان در ناحیه ساحلی بندر عباس

استادان راهنما:

دکتر رضوان موسوی ندوشن

دکتر محمد صدیق مرتضوی

استادان مشاور:

دکتر علی ماشینچیان مرادی

دکتر سید محمد رضا فاطمی

نگارش :

کیوان اجلالی خانقاه

زمستان ۹۲

سپاسگذاری:

از استادان محترم دکتر رضوان موسوی ندوشن ، دکتر محمد صدیق مرتضوی ، دکتر علی ماشینچیان مرادی و دکتر سید محمد رضا فاطمی به خاطر هدایت و راهنمایی این تحقیق تشکر و قدردانی می شود.

از استادان دکتر پرگل قوام مصطفوی مدیر محترم گروه بیولوژی دریا، دکتر شهلا جمیلی ، دکتر حسین نگارستان و دکتر نیما پوررنگ به خاطر تقبل در نظارت و داوری پروژه تشکر و قدر دانی می شود.

از مهندس مینا ذاکری به خاطر همکاری در به راه اندازی دستگاه GC-MS و اندازه گیری نمونه های PAH و نیز دکتر لیلی محبی نودر به خاطر مشاوره در اجرای بهتر تحقیق تشکر و قدر دانی می شود.

از دکتر بهنام دقوقی و مهندس محمود ابراهیمی به خاطر شرکت در گشت های تحقیقاتی و نیز نمونه برداری تشکر و قدردانی می شود.

از مهندس ناصر آقاجری به خاطر اندازه گیری نمونه های فلزات سنگین و نیز مهندس رامین اکبر زاده به خاطر همکاری در آماده سازس تجهیزات آزمایشگاهی تقدیر و تشکر می شود.

از مهندس شیوا آقاجری و مهندس شهره رشیدی به خاطر همکاری در شناسایی نمونه های بتوز و نیز آماده سازی آنها به منظور توزین ، تشکر و قدردانی می شود .

از مهندس کاظم جوکار رییس محترم بخش اکولوژی بخاطر انجام هماهنگی های لازم در پیشرفت تحقیق و نیز مهندس یلدا جوکار بخاطر همکاری در اندازه گیری نمونه ها تشکر و قدر دانی می شود.

از دکتر مریم سلیمی به خاطر آماده سازی نمونه های رسوب و نیز دکتر لیلی محبی نودر به خاطر همکاری و مشاوره در پیشبرد این تحقیق تشکر و قدردانی می شود.

تقدیم به:

روان پاک مادرم

الگوی زندگی پدرم

همسرم لیلا

و فرزندانم مهرداد و مهران و مریم

چکیده	۱
فصل اول : کلیات تحقیق	۲
۱-۱ - مقدمه	۲
۱-۱-۱ - چگونگی عمل اکوسیستم ها	۳
۱-۱-۲ - تاثیرات انسان بر اکوسیستم ها	۱۱
۱-۱-۳ - اندازه گیری اثرات سموم بر روی موجودات و اکوسیستم ها	۱۳
۱-۱-۴ - اصول ارزیابی خطر اکولوژی	۱۵
۱-۱-۴ - ۱ فرموله نمودن مسئله	۱۶
۱-۱-۴-۲ - ارزیابی معرض گذاری یک ماده شیمیایی	۱۶
۱-۱-۴-۳ - ارزیابی سمیت	۱۷
۱-۱-۴-۴ - توصیف خطر	۱۸
۲-۱ - بیان مسئله	۱۸
۲-۱-۱ - آلاینده های کانونی	۱۹
۲-۲-۱ - آلودگی های غیر کانونی	۲۰
۲-۱-۳ - عملیات شناورهای نفتی و غیر نفتی	۲۲
۲-۱-۴ - ۱ عملیات شناورهای مسافری	۲۴
۲-۲-۵ - تصادم و سوانح	۲۵
۲-۲-۶ - خطاها و اشتباهات انسانی	۲۶
۲-۲-۷ - نشت نفت	۲۶
۲-۲-۸ - آب توازن	۲۸
۲-۲-۹ - موجودات آبری مضر و بیماری زا	۲۸
۲-۲-۱۰ - مواد زاید	۳۱
۲-۲-۱۱ - تخلیه مواد زاید کشتی ها در دریا	۳۱
۲-۲-۱۲ - اسکراب کشتی ها	۳۲
۲-۲-۱۳ - عملیات لایروبی	۳۳

۱- ۲- ۱۴- آلودگی های جوی ناشی از تردد کشتی ها ----- ۳۴

فصل دوم : مروری بر ادبیات تحقیق و پیشینه مطالعات ----- ۳۶

۱-۲- فلزات سنگین ----- ۳۶

۲-۲- ترکیبات آلی ----- ۳۷

فصل سوم : روش اجرای تحقیق ----- ۳۸

۱-۳- مکان و زمان نمونه برداری ----- ۳۸

۲-۳- روش بررسی جمعیت: ----- ۳۹

۳-۲- ۱- تراکم ----- ۳۹

۳-۲- ۲- تنوع ----- ۳۹

۳-۲- ۲-۳- شاخص مارگالف یا غنای جمعیت ----- ۳۹

۳-۲- ۲-۳- شاخص شانون - واینر ----- ۳۹

۳-۲- ۲-۳- شاخص برگر - پارکر ----- ۴۰

۳-۳- روش بررسی فلزات سنگین ----- ۴۰

۳-۳- ۱- مواد و تجهیزات مورد استفاده ----- ۴۰

۳-۳- ۲- آماده سازی نمونه های آبزیان ----- ۴۰

۳-۳- ۳- آماده سازی نمونه های رسوبات ----- ۴۱

۳-۳- ۴- آنالیز نمونه ها ----- ۴۱

۳-۳- ۵- شرایط دستگاهی ----- ۴۲

۳-۴- آلودگی های نفتی : ----- ۴۳

۳-۴- ۱- آماده سازی بافت آبزیان ----- ۴۳

۳-۴- ۱- ۱- هضم و استخراج ----- ۴۳

۳-۴- ۱- ۲- چربی زدایی ----- ۴۳

۳-۴- ۱- ۳- تفکیک آلودگی های نفتی ----- ۴۴

۳-۴- ۲- آماده سازی رسوب ----- ۴۴

۳-۴- ۲- ۱- هضم و استخراج ----- ۴۴

۳-۴- ۲- ۲- سولفور زدایی از رسوب ----- ۴۴

۴۵	۳-۵- محاسبه شاخص های ارزیابی خطر اکولوژیک فلزات سنگین
۴۵	۳-۵-۱- شاخص های منفرد
۴۵	۳-۵-۱-۱- فاکتور آلودگی
۴۶	۳-۵-۱-۲- فاکتور خطر اکولوژیک
۴۶	۳-۵-۱-۲- شاخص تجمع جغرافیایی
۴۶	۳-۵-۲- شاخص های یکپارچه
۴۷	۳-۴-۱-۲- درجه آلودگی
۴۷	۳-۵-۲-۲- شاخص پتانسیل خطر اکولوژیک
۴۷	۳-۶- محاسبه ارزیابی خطر اکولوژیک هیدرو کربن های آروماتیک حلقوی
۴۷	۳-۶-۱- شاخص میزان خطر
۴۸	۳-۶-۲- محاسبه شاخص خطر اکولوژیک ترکیبات نفتی
۴۸	۳-۷- روش تعیین منبع آلودگی های نفتی
۵۰	فصل چهارم : تجزیه و تحلیل داده ها (یافته ها)
۵۰	۴-۱- بررسی جمعیت
۵۰	۴-۱-۱- توزیع فراوانی
۵۲	۴-۱-۲- تنوع جمعیت
۵۲	۴-۱-۲-۱- مارگالف
۵۲	۴-۱-۲-۲- شانون و برگپارکر
۵۳	۴-۲- فلزات سنگین
۵۴	۴-۲-۱- توزیع فلزات سنگین در رسوب
۵۵	۴-۲-۲- توزیع فلزات سنگین در بافت
۶۲	۴-۲-۳- توزیع فلزات سنگین و ضرایب همبستگی
۶۳	۴-۳- مواد آلی کل
۶۳	۴-۴- دانه بندی
۶۴	۴-۵- ضرایب همبستگی
۶۶	۴-۶- تجمع زیستی

۶۸-----۷-۴- ارزیابی خطر فلزات سنگین

۷۱-----۸-۴- آلودگی های نفتی

۷۲-----۸-۴-۱- رسوب

۷۷-----۸-۴-۲- شکم پایان

۸۰-----۸-۴-۳- دوکفه ای ها

۸۲-----۸-۴-۴- خرچنگ ها

۸۵-----۷-۴-۵- پرتاران

۸۸-----۹-۴- ضرایب همبستگی

۸۸-----۹-۴-۱- رسوب

۸۸-----۹-۴-۲- شکم پایان

۸۹-----۹-۴-۳- دوکفه ای ها

۸۹-----۹-۴-۴- خرچنگ ها

۸۹-----۹-۴-۵- پرتاران

۹۰-----۱۰-۴- تخمین سمیت آلودگی های نفتی در رسوب (ارزیابی خطر)

۹۱-----فصل پنجم: نتیجه گیری و پیشنهادات

۹۱-----۱-۵- جمعیت ماکروبتوز:

۹۲-----۲-۵- تنوع ماکروبتوز

۹۲-----۳-۵- رسوب

۹۳-----۳-۵-۱-۱- سرب

۹۴-----۳-۵-۱-۲- کادمیم

۹۵-----۳-۵-۱-۳- روی

۹۵-----۳-۵-۱-۴- مس

۹۶-----۴-۵- فلزات سنگین در بافت

۹۶-----۴-۵-۱- غلظت فلزات سنگین در بافت شکم پایان

۹۶-----۴-۵-۱-۱- سرب

۹۷-----۴-۵-۱-۲- کادمیم

- ۹۸ ----- ۵-۴-۱-۳- روی
- ۹۹ ----- ۵-۴-۱-۴- مس
- ۱۰۰ ----- ۵-۵- تجمع زیستی:
- ۱۰۱ ----- ۵-۶- ارزیابی خطر اکولوژیک
- ۱۰۱ ----- ۵-۶-۱- فلزات سنگین
- ۱۰۳ ----- ۵-۵- هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای
- ۱۰۴ ----- ۵-۷- منبع PAH ها در رسوب:
- ۱۰۷ ----- ۵-۷- تخمین سمیت آلودگی های در رسوب
- ۱۱۲ ----- منابع و مآخذ
- ۱۱۲ ----- منابع فارسی
- ۱۱۲ ----- منابع انگلیسی
- ۱۱۸ ----- ضمیمه

چکیده

ارزیابی خطر اکولوژی تعیین احتمال یک اثر نامطلوب بر یک سیستم اکولوژیک می باشد. به منظور ارزیابی خطر اکولوژیک رسوبات ساحلی بندر عباس نمونه برداری از رسوبات در ۹ ایستگاه شامل اسکله شیلات، خور گورسوزان، هتل امین، پشت شهر، سورو، اسکله باهنر، نیروگاه، پالایشگاه و اسکله رجایی انجام شد. نتایج نشان داد که پرتاران با مقادیر ۱۱۷۷، ۱۱۰۹، ۴۱۴ و ۵۷۳ به ترتیب در پاییز ۹۱، زمستان ۹۱، بهار ۹۲ و تابستان ۹۲ دارای بیشترین تراکم بودند. از بین شاخص های تنوع زیستی تنها شاخص مارگالف با قرار گرفتن در دامه بین ۴ و ۷ در وضعیت قابل قبولی قرار داشت و لی دو شاخص شانون با بیشینه ۱/۲ و برگر پارکر با کمینه ۰/۳۲ بیانگر محیط تحت استرس می باشند. بررسی میزان تجمع فلزات سنگین در رسوب و بافت نشان داد که توزیع فلزات سنگین در رسوبات بصورت $Cd > Pb > Cu > Zn$ می باشد. توزیع فلز در بافت آبزیان بصورت خرچنگ ها < پرتاران < دوکفه ای ها < شکم پایان در مورد سرب، شکم پایان < دوکفه ای ها < پرتاران < خرچنگ ها < پرتاران < دوکفه ای ها در مورد مس و شکم پایان < دوکفه ای < خرچنگ ها < پرتاران در مورد روی بدست آمد. بیشترین و کمترین مواد آلی کل با مقادیر ۱۰/۱۶ درصد و ۱/۶۹ درصد به ترتیب در پشت شهر و اسکله شیلات بدست آمد و در اکثر مناطق لای دانه بندی غالب راتشکیل می دهد. نتایج مربوط به ضریب تجمع زیستی نشان داد که ضریب تجمع زیستی مرتبط با روی و در مرتبه بعدی مس در تمام ایستگاه ها از رقم بالایی می باشد. مقادیر شاخص Igeo را در مناطق مورد مطالعه نشان داد که بیشترین خطر آلودگی مربوط به کادمیم بوده که از یک روند ثابتی در تمام مناطق برخوردار است. پتانسیل خطر اکولوژیک نشان داد که در مورد مس و روی از اسکله شیلات به اسکله رجایی روندی افزایشی وجود دارد ولی در مورد سرب از یک روند کاهشی برخوردار است. فاکتور آلودگی در مورد مس و سرب از روندی همانند شاخص پتانسیل خطر اکولوژیک تبعیت می کند ولی در مورد روی از روند ثابتی برخوردار است. غلظت هیدروکربن های آروماتیک چندحلقه ای در رسوب نشان داد که میانگین غلظت PAH های ۵ حلقه ای و ۶ حلقه ای دارای غلظتی بیشتر از سایر ترکیبات هستند. شکم پایان بر عکس رسوب غلظت ترکیبات سه حلقه ای و دو حلقه ای را بیش از بقیه در بدن خود تجمع می نمایند. در دو کفه ای ها نیز بر عکس رسوبات غلظت ترکیبات سه حلقه ای بیش سایرین بوده است. در خرچنگ ها غلظت ترکیبات ۴ حلقه ای و ۵ حلقه ای و در پرتاران غلظت ترکیبات ۵ حلقه ای بیش از سایر ترکیبات بدست آمد. مقادیر HI در تمامی ایستگاه ها کمتر از ۱ بدست آمد. با توجه به شاخص های ارزیابی خطر اکولوژیک فلزات سنگین موجود در رسوبات می توانند تهدیدی برای موجودات زیست کننده در رسوبات باشند ولی این تهدید در مورد هیدروکربن های آروماتیک حلقوی جدی نمی باشد.

کلید واژه ها: خطر اکولوژی، آلودگی، رسوب، شاخص، فون بنتیک

فصل اول : کلیات تحقیق

۱-۱ - مقدمه

ابتدا باید با ملزومات اساسی یک اکوسیستم طبیعی که شامل اصطلاحات تولید اولیه و ثانویه و سطوح متفاوتی که یک اکوسیستم ممکن است تحت تاثیر قرار بگیرد آشنا شویم. همچنین باید با مفهوم کلی زنجیره ها و شبکه های غذایی و اصطلاحات تجمع زیستی ، تغلیظ زیستی و بزرگنمایی زیستی آشنایی داشته باشیم . ما باید با انواع زیستگاه های اصلی ، چگونگی کمی شدن اکوسیستم ها و فاکتور هایی ، نظیر سموم بالقوه ، که ممکن است بر پایداری پویایی آن ها تاثیر گذارد آشنا شویم. از دانستنی های قبلی ، ما باید با اصطلاحات مربوط به آزمون های اکوتوکسیسیتی و پایش های اکولوژیکی آشنا شویم. ما باید با مفاهیم اساسی ارزیابی خطر اکولوژی و چگونگی تبدیل آن از حالت فرمول یا کمی مسئله به صورت تشریحی یا کیفی آشنا باشیم. ما باید بدانیم چگونه سیستم های اکولوژیک ممکن است به استرس ها پاسخ دهند ، مسایل مربوط به میزان در معرض گذاری، و با تفاوت ارزیابی و اندازه گیری آشنا باشیم. ما باید با چگونگی تجزیه تحلیل خطر اکولوژیک و چگونگی گزارش دهی ارزیابی ما به مدیران خطر آشنا باشیم (UNEP/IPCS, 1999).

این بخش تا حدودی بر اساس مستندات مربوط به USEPA "چارچوبی برای ارزیابی خطر اکولوژیک" که اساس ارزیابی خطر اکولوژیک را توضیح می دهد ، بنا شده است. دو بررسی مفید دیگر در ارزیابی خطر اکولوژیک عبارتند از " تخمین خطر اکولوژیک " که توضیح کاملی در ارتباط با سیستم های اکولوژیک آبی با تاکید بر شبیه سازی (Bartell et al. 1992) و " ارزیابی خطر اکولوژیک " که مروری کلی بر کاربرد بیولوژی و اکولوژی جمعیت در ارزیابی خطر است (Sutter, 1993) می باشد.

مهم است که ارتباط بین اکولوژی ، اکوتوکسی لوژی و موضوعات مربوط به ارزیابی خطر بطور واضح مشخص شوند . اکولوژی و اکوتوکسی لوژی علومی هستند که برای مشخص کردن ارتباط بین معرض گذاری (exposure) مواد شیمیایی و نتایج مضر حاصله که بر اکوسیستم و ترکیب موجودات در آن تاثیر

می گذارد، اختصاص داده شده است. ارزیابی خطر یک ابزار مدیریتی است برای اتخاذ تصمیمات که اغلب با یک عدم قطعیت بالا همراه می باشد (UNEP/IPCS, 1999).

توکسی کو لوژی یا سم شناسی به بررسی اثرات مواد سمی به انسان تمرکز دارد. اکوتوکسی لوژی بر اثرات سموم بر موجودات غیر از انسان تمرکز دارد و این دارای سه بعد می باشد: سمیت روی تک گونه غیر از انسان، اثرات سم بر روابط بین گونه ها و تجمع سموم توسط موجودات و انتقال آن ها بین موجودات و گونه ها.

قبل از اینکه اثرات سم بتواند بطور کامل فهمیده شود مطالعه اکوتوکسی لوژی نیاز به شناخت پایه ای از اکولوژی دارد. آنچه در زیر می آید مقدمه ای بر اکولوژی و مفاهیم کلی در ارتباط با یک اکوسیستم متعادل می باشد. این بخش اصطلاحات عمومی مربوط به اثرات انسان روی اکوسیستم ها و روش هایی برای پایش اکولوژی اثرات را توضیح می دهد.

برای درک اکوتوکسی لوژی نیاز به دانش، چگونگی تداخل موجودات با یکدیگر در طبیعت (محیط زنده) و جنبه های فیزیکی و شیمیایی محیط (محیط غیر زنده) می باشد. به عبارت دیگر علم اکولوژی می تواند شامل چندین سطوح باشد که هر کدام از این سطوح میتواند تحت تاثیر سموم قرار گیرد. مثال این سطوح به ترتیب صعودی یک سیستم در. Error! Reference source not found. جدول ۱-۱: سطوح مهم در اکولوژی آمده است (UNEP/IPCS, 1999).

۱-۱-۱- چگونگی عمل اکوسیستم ها

ما می توانیم از این تصور ساده شروع کنیم که دو نیاز برای زندگی پایدار موجودات در محیط وجود دارد بطوریکه این دو نیاز می تواند سایر نیازهای آن ها را نیز برطرف نماید:

- ۱ - منبعی از کربن برای تشکیل مولکول های آلی که موجودات ترکیبی از آن ها هستند.
- ۲ - منبعی از انرژی برای ایجاد و ادامه واکنش های شیمیایی که سبب ادامه حیات موجودات می شود.

جدول ۱-۱: سطوح مهم در اکولوژی

طبقه موجود	توصیف طبقه	مثالی از تاثیر سموم
۱ - موجود منفرد یا گونه	مربوط می شود به اینکه چگونه عوامل فیزیکی و شیمیایی محیطی حضور یک گونه را در یک مکان کنترل می کنند.	تغییر در عوامل فیزیکی و شیمیایی می تواند بر رشد و بقا یک گونه بخصوص تاثیر گذارد.

۲ - جمعیت	مربوط می شود به گروهی از افراد یک گونه که با هم در یک مکان زندگی می کنند و از طریق تولید مثل جنسی دارای تبادل مواد ژنتیکی خود هستند	تاثیر بر روی اندازه جمعیت، سازش به سم از طریق جهش مقاوم به سم و انتشار آن در جمعیت
۳ - اجتماع	مربوط می شود به مجموعه ای از جمعیت های گونه های متفاوت که با هم در یک مکان زندگی می کنند	تغییر در ترکیب گونه ای بواسطه اثرات متفاوت انتخابی بر گونه های متفاوت
۴ - اکوسیستم	مربوط می شود به موجودات حاضر در یک زیستگاه بخصوص و ارتباط هر دوی این ها با محیط فیزیکی و شیمیایی آن ها، و فرایندهایی که موجودات و محیط را با هم مرتبط می کند مانند انرژی و وجود مواد مغذی و چرخه های بیوشیمیایی. مهمترین خصوصیت اکوسیستم ها پایداری آن ها است	تداخل بابه جریان افتادن مواد مغذی، تغلیظ و تجمع مواد سمی در زنجیره غذایی، تغییر در تولید، پایداری اکوسیستم - ها با تغییرات می تواند آسیب ببیند.

کربن بطور آزاد در محیط بصورت دی اکسید کربن در هوا و با شکل های متفاوت غیر معدنی، مانند بیکربنات ها، بصورت محلول در آب در دسترس قرار دارد. صرف نظر از نیاز موجودات به کربن می توان آن ها را از نظر چگونگی بدست آوردن کربن آلی به دو گروه اصلی تقسیم نمود که در جدول ۱-۲ نشان داده شده است.

جدول ۱-۲: انواع تغذیه در موجودات

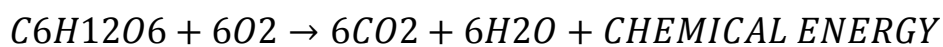
نوع موجود	روش های بدست آوردن کربن	روش های بدست آوردن انرژی
هتروتروفی مانند جانوران، قارچ ها، برخی از باکتری ها	کربن آلی ساخته شده آماده	انرژی شیمیایی
	از طریق خوردن مواد آلی آماده ذخیره شده در سایر موجودات زنده و یا مواد حاصل از بقایای آن ها، هضم به مولکول های چکتر و ایجاد واحد هایی برای سنتز مولکول های آلی بزرگتر با استفاده از انرژی حاصل از تنفس.	با شکستن برخی از مولکول های آلی بزرگ خورده شده در رژیم غذایی در فرایند تنفس و بکار گرفتن انرژی شیمیایی حاصل از سنتز دیگر مواد شیمیایی مورد نیاز موجود

انرژی نورانی	کربن غیر آلی	اتوتروفی مانند گیاهان، جلبک ها و برخی از باکتری ها
دریافت انرژی به شکل فیزیکی که بصورت آزاد در محیط وجود دارد	دی اکسید کربن (در خشکی) و یا بکربنات و سایر اشکال محلول (در آب) به بین آلی احیاء می شود. اساسا بوسیله فتوسنتز تولید کنندگان. قند حاصله می تواند به عنوان یکی از انرژی وارد فرایند فتوسنتز شود یا این که به سایر مولکول های آلی تبدیل شود.	

اتوتروف ها موجوداتی هستند که می توانند تمام اجزای شیمیایی خود را از ترکیبات معدنی ساده درست کنند و ترکیبات کربنی خود را نیز از دی اکسید کربن می سازند. هتروتروف ها موجوداتی هستند که نیاز به گرفتن ترکیبات پیچیده آلی در رژیم غذایی خود هستند زیرا اینها قادر به سنتز آن ها از مولکول های ساده ای مانند دی اکسید کربن نیستند. از نقطه نظر تعداد گونه ها، اتوتروف ها به مقدار زیادی در اقلیت می باشند ولی حضور آن ها بسیار حیاتی است زیرا آن ها سازنده مواد آلی مورد نیاز کلیه موجودات هستند. به وضوح بزرگترین گروه از اتوتروف ها گیاهان هستند که با استفاده از فرایند فتوسنتز که در زیر خلاصه شده است عمل تثبیت کربن غیر آلی به کربن آلی بر روی زمین را انجام می دهند.



این معادله خیلی از مراحل واکنش را خلاصه نموده اما نشان دهنده واکنش اساسی فتوسنتز است. فرایند اساسی دیگر تنفس است که شامل یک سری از واکنش های شکست مواد است که بر عکس فتوسنتز در تمام موجودات صورت می گیرد. که با خلاصه نمودن مراحل آن بصورت زیر می باشد.



این انرژی صرف اعمال حیاتی سلول های بدن جانداران می شود. جفت واکنش های موجود در بدن موجودات زنده یعنی سنتز مواد (آنابولیک) و شکست مواد (کاتابولیک) مجموعا سوخت و ساز بدن یعنی متابولیسم را نشان می دهد (UNEP/IPCS, 1999).

فقط اتوتروف ها مواد جدید می سازند در صورتیکه تمام موجودات حتی خود اتوتروف ها آن را به مصرف می رسانند. بنابر این افزایش مواد سازنده بدن اتوتروف ها تولید اولیه نامیده می شود. تولید مواد جدید ساختمانی توسط هتروتروف ها تولید ثانویه نامیده می شود. بنابرین تولید اولیه بوسیله تولیدکنندگان باید به اندازهای باشد که هم تولید کنندگان و هم مصرف کنندگان بتوانند برای تنفس استفاده کنند. به عبارت دیگر

در یک سیستم متعادل یک موازنه بین تولید و تنفس وجود دارد. فتوستتز، بوسیله تولید کنندگان، تقریباً بوسیله تمام اجتماعات زنده در فرایند تنفس متعادل می شود (UNEP/IPCS, 1999).

انرژی و کربن به تنهایی برای زندگی کافی نیستند. تقریباً ۲۰ ماده مغذی و یون های معدنی بخاطر نقشی که در واکنش های بیوشیمیایی در سلول های زنده دارند و یا بخاطر اینکه اجزاء ترکیبات آلی را تشکیل میدهند برای ادامه حیات موجود مورد نیاز است مثلاً نیتروژن که در ساختمان پروتئین ها وجود دارند. تولید کنندگان این مواد را از خاک و آب جذب نموده و از طریق رژیم غذایی به هتروتروف ها می رسد (UNEP/IPCS, 1999).

برخی از مواد مغذی، مانند نیتروژن و فسفر، اغلب ممکن است در مقایسه با مقادیر مورد نیاز موجودات در محیط در غلظت های کم موجود باشند و بنابراین ممکن است سنتز تولید کنندگان و تولیدات اولیه بخاطر این مسئله محدود شود. سایر مواد مغذی مانند فلزات یونی مختلف ممکن است حتی در غلظت های کمتری دیده شوند ولی در همین غلظت های خیلی کم هم برای بدن ضروری می باشند. برخی از فلزات ضروری با غلظت پایین، مانند مس، در صورت حضور بیش از مقدار لازم ممکن است سمی باشند اما در دسترس بودن زیستی آن ها در خاک و آب ممکن است بوسیله عوامل پیوتد دهنده طبیعی تنظیم و سمیت آن ها کاهش یابد. موجودات می توانند در یک زنجیره ای از وابستگی غذایی، که به عنوان زنجیره غذایی شناخته می شوند، با سطوح مختلف غذایی (سطوحی که در آن موجودات تغذیه می کنند) جای داده شوند که در این زنجیره، تولید کنندگان یا تولیدات اولیه، نور، کربن معدنی و مواد مغذی را جذب و مولکول های آلی را با انرژی شیمیایی نهفته در آن را، به سطوح بالاتر یعنی گیاهخواران و گوشتخواران انتقال می دهند (UNEP/IPCS, 1999). فقط اتوتروف ها مواد جدید می سازند در صورتیکه تمام موجودات حتی خود اتوتروف ها آن را به مصرف می رسانند. بنابر این افزایش مواد سازنده بدن اتوتروف ها تولید اولیه نامیده می شود. تولید مواد جدید ساختمانی توسط هتروتروف ها تولید ثانویه نامیده می شود. بنابراین تولید اولیه بوسیله تولید کنندگان باید به اندازه های باشد که هم تولید کنندگان و هم مصرف کنندگان بتوانند برای تنفس استفاده کنند. به عبارت دیگر در یک سیستم متعادل یک موازنه بین تولید و تنفس وجود دارد. فتوستتز، بوسیله تولید کنندگان، تقریباً بوسیله تمام اجتماعات زنده در فرایند تنفس متعادل می شود (UNEP/IPCS, 1999).

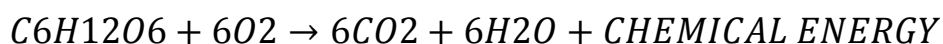
انرژی و کربن به تنهایی برای زندگی کافی نیستند. تقریباً ۲۰ ماده مغذی و یون های معدنی بخاطر نقشی که در واکنش های بیوشیمیایی در سلول های زنده دارند و یا بخاطر اینکه اجزاء ترکیبات آلی را تشکیل میدهند برای ادامه حیات موجود مورد نیاز است مثلاً نیتروژن که در ساختمان پروتئین ها وجود دارند. تولید کنندگان این مواد را از خاک و آب جذب نموده و از طریق رژیم غذایی به هتروتروف ها می رسد (UNEP/IPCS, 1999).

برخی از مواد مغذی، مانند نیتروژن و فسفر، اغلب ممکن است در مقایسه با مقادیر مورد نیاز موجودات در محیط در غلظت های کم موجود باشند و بنابراین ممکن است سنتز تولید کنندگان و تولیدات اولیه بخاطر این

مسئله محدود شود. سایر مواد مغذی مانند فلزات یونی مختلف ممکن است حتی در غلظت های کمتری دیده شوند ولی در همین غلظت های خیلی کم هم برای بدن ضروری می باشند. برخی از فلزات ضروری با غلظت پایین، مانند مس، در صورت حضور بیش از مقدار لازم ممکن است سمی باشند اما در دسترس بودن زیستی آن ها در خاک و آب ممکن است بوسیله عوامل پیوند دهنده طبیعی تنظیم و سمیت آن ها کاهش یابد. موجودات می توانند در یک زنجیره ای از وابستگی غذایی، که به عنوان زنجیره غذایی شناخته می شوند، با سطوح مختلف غذایی (سطوحی که در آن موجودات تغذیه می کنند) جای داده شوند که در این زنجیره، تولید کنندگان یا تولیدات اولیه نور، کربن معدنی و مواد مغذی را جذب و مولکول های آلی را با انرژی شیمیایی نهفته در آن را، به سطوح بالاتر یعنی گیاهخواران و گوشتخواران انتقال می دهند (UNEP/IPCS, 1999). از نقطه نظر تعداد گونه ها، اتوتروف ها به مقدار زیادی در اقلیت می باشند ولی حضور آن ها بسیار حیاتی است زیرا آن ها سازنده مواد آلی مورد نیاز کلیه موجودات هستند. به وضوح بزرگترین گروه از اتوتروف ها گیاهان هستند که با استفاده از فرایند فتوسنتز که در زیر خلاصه شده است عمل تثبیت کربن غیر آلی به کربن آلی بر روی زمین را انجام می دهند.



این معادله خیلی از مراحل واکنش را خلاصه نموده اما نشان دهنده واکنش اساسی فتوسنتز است. فرایند اساسی دیگر تنفس است که شامل یک سری از واکنش های شکست مواد است که بر عکس فتوسنتز در تمام موجودات صورت می گیرد. که با خلاصه نمودن مراحل آن بصورت زیر می باشد.



این انرژی صرف اعمال حیاتی سلول های بدن جانداران می شود. جفت واکنش های موجود در بدن موجودات زنده یعنی سنتز مواد (آنابولیک) و شکست مواد (کاتابولیک) مجموعاً سوخت و ساز بدن یعنی متابولیسم را نشان می دهد (UNEP/IPCS, 1999).

فقط اتوتروف ها مواد جدید می سازند در صورتیکه تمام موجودات حتی خود اتوتروف ها آن را به مصرف می رسانند. بنابر این افزایش مواد سازنده بدن اتوتروف ها تولید اولیه نامیده می شود. تولید مواد جدید ساختمانی توسط هتروتروف ها تولید ثانویه نامیده می شود. بنابراین تولید اولیه بوسیله تولیدکنندگان باید به اندازه ای باشد که هم تولید کنندگان و هم مصرف کنندگان بتوانند برای تنفس استفاده کنند. به عبارت دیگر در یک سیستم متعادل یک موازنه بین تولید و تنفس وجود دارد. فتوسنتز، بوسیله تولید کنندگان، تقریباً بوسیله تمام اجتماعات زنده در فرایند تنفس متعادل می شود (UNEP/IPCS, 1999).

انرژی و کربن به تنهایی برای زندگی کافی نیستند. تقریباً ۲۰ ماده مغذی و یون های معدنی بخاطر نقشی که در واکنش های بیوشیمیایی در سلول های زنده دارند و یا بخاطر اینکه اجزاء ترکیبات آلی را تشکیل می دهند برای ادامه حیات موجود مورد نیاز است مثلاً نیتروژن که در ساختمان پروتئین ها وجود دارند. تولید کنندگان این مواد را از خاک و آب جذب نموده و از طریق رژیم غذایی به هتروتروف ها می رسد.

برخی از مواد مغذی، مانند نیتروژن و فسفر، اغلب ممکن است در مقایسه با مقادیر مورد نیاز موجودات در محیط در غلظت های کم موجود باشند و بنابراین ممکن است سنتز تولید کنندگان و تولیدات اولیه بخاطر این مسئله محدود شود. سایر مواد مغذی مانند فلزات یونی مختلف ممکن است حتی در غلظت های کمتری دیده شوند ولی در همین غلظت های خیلی کم هم برای بدن ضروری می باشند. برخی از فلزات ضروری با غلظت پایین، مانند مس، در صورت حضور بیش از مقدار لازم ممکن است سمی باشند اما در دسترس بودن زیستی آن ها در خاک و آب ممکن است بوسیله عوامل پیوند دهنده طبیعی تنظیم و سمیت آن ها کاهش یابد. موجودات می توانند در یک زنجیره ای از وابستگی غذایی، که به عنوان زنجیره غذایی شناخته می شوند، با سطوح مختلف غذایی (سطوحی که در آن موجودات تغذیه می کنند) جای داده شوند که در این زنجیره، تولید کنندگان یا تولیدات اولیه نور، کربن معدنی و مواد مغذی را جذب و مولکول های آلی را با انرژی شیمیایی نهفته در آن را، به سطوح بالاتر یعنی گیاهخواران و گوشتخواران انتقال می دهند (UNEP/IPCS, 1999). هر سطح غذایی، تولید مواد زاید (بصورت مواد دفعی و مرده) و دی اکسید کربن حاصل از تنفس تولید می کنند. مواد زاید بوسیله موجودات تجزیه کننده (باکتری ها و قارچ ها) شکسته شده و در محیط آزاد شده تا جهت استفاده دوباره در دسترس موجودات قرار گیرند. بنابراین مواد مغذی بین محیط و موجودات در گردش هستند. این بخشی از یک سیستم چرخشی پیچیده تری بنام چرخه "زیست گیاه شناسی" (Biogeochemical cycle) است. برای هر عنصر استفاده شده توسط موجودات چنین چرخه ای وجود دارد. جزئیات دقیق این چرخه در بین عناصر متفاوت است و بستگی به میزان در دسترس بودن عنصر، موارد استفاده موجودات، و مقداری که موجودات آن را در بدن خود ذخیره می کند دارد (UNEP/IPCS, 1999). تمام چرخه های زیست گیاه شناسی تاکید بر این نکته دارند که، برای هر عنصر ضروری در هر زمان، بخشی از کل آن عنصر که بطور طبیعی وجود دارد در موجودات زنده و بخشی دیگر در ترکیبات مختلف در محیط طبیعی وجود دارد. اتم ها و یا مولکول های منفرد بین آن ترکیبات در حرکت هستند ولی نسبت های آن ها در این بخش ها ثابت باقی می ماند. این چرخه ها باید به عنوان عاملی برای تضمین تامین مواد مغذی و تضمین استمرار تولید زیستی تداوم یابند.

برخی از موجودات عناصر و ترکیبات معینی را از محیط گرفته و در بدن خود تجمع می نمایند (تجمع زیستی) بطوریکه این امر سبب می شود تا به تدریج غلظت این عناصر و یا ترکیبات در بدن موجود بیش از غلظت آن در خارج و یا محیط اطراف شود (تغلیظ زیستی) مثلاً ترکیبات ارگانو کلره در بافت های گیاهی و جانوری. اگر مواد تجمع یافته در بدن حفظ (از طریق فرایند های سلولی شکسته نشود) و ذخیره شود در این صورت یک دوز بالایی از این مواد به موجوداتی دیگری که از این موجودات (تجمع کننده های زیستی) تغذیه می کنند داده خواهد شد (UNEP/IPCS, 1999).

بخاطر از دست دادن مواد معدنی در طی پدیده فتوسنتز هر سطح غذایی متوالی دارای یک توده زنده در واحد سطح (توده ماده زنده در یک مساحت داده شده در یک زمان مشخص) یا تولید پایین تری نسبت به سطوح پایین تر خود دارد. غلظت ماده حفظ شده در بدن و در حال گذشتن از زنجیره غذایی می تواند در طول زنجیره

غذایی افزایش یافته (بزگنمایی زیستی) بطوریکه گاهی اوقات برای جانداران بالای زنجیره غذایی ایجاد سمیت می نماید.

مواد مغذی و کربن بازیافت می شوند و بین موجودات و محیط در حال گردش هستند و تنها لازمه حیات که قابل بازیافت نیست انرژی نورانی است. انرژی در محیط بوسیله موجودات تلف میشود و در نتیجه تولید اولیه به تابش ممتد انرژی از خورشید وابسته است (UNEP/IPCS, 1999).

تولید اولیه همچنین بوسیله سایر ملزومات قابل دسترس برای رشد گیاهان کنترل می شود که دی اکسید کربن، آب و مواد مغذی از آن جمله هستند. چون در دسترس بودن این مواد بین زیستگاه ها متفاوت است، سطوح مختلف تولید اولیه بوسیله مکان های مختلف توصیف می شود (جدول ۱-۳).

جدول ۱-۳: تولید اولیه زیستگاه های مختلف (after Odum 1985)

نوع زیستگاه	تولید ناخالص یا تولید اولیه (گرم وزن خشک بر متر مربع در روز)
بیابان	کمتر از ۰/۵
چمنزار ها، دریاچه های عمیق، جنگل های کوهستانی و برخی منابع کشاورزی	۰/۵ - ۳
جنگل های مرطوب و اجتماعات ثانویه، دریاچه های کم عمق، چمنزار های مرطوب	۳ - ۱۰
برخی خوریات، چشمه ها، جزایر مرجانی	۱۰ - ۲۵
آب های فلات قاره	۰/۵ - ۳
اقیانوس های عمیق	کمتر از ۰/۵

نرخ تولید ثانویه به میزان در دسترس بودن انرژی، کربن و مواد مغذی حاصل از تولید اولیه وابسته است بنابراین عوامل تاثیر گذار بر رشد گیاهان معمولاً بر تولید کل سیستم اثر می گذارد.

یک استثناء در وابستگی مستقیم به رشد گیاهان در سیستم های مبتنی بر مواد دتریتوس مانند خوریات دیده می شود. در خوریات شرایط آبنگاری سیستم سبب می شود که ذرات معلق از زهکش های خشکی (محل یکی شدن آب دریا و آب شیرین) آب کدر شود که این نیز به نوبه خود مانع نفوذ نور به ستون آب جهت فتوسنتز می شود. مواد معلق شامل مواد دتریتوس آلی که در عوض به عنوان منبع کربن، انرژی و مواد مغذی توسط هتروتروف های خور مورد استفاده قرار می گیرد. مواد دتریتوس زیادی وجود دارد که علیرغم وجود عوامل محدود کننده فتوسنتز ایجاد تولید ثانویه بالا در سیستم می نماید. تولید اولیه در سایر زیستگاه ها که مواد دتریتوس منتقل می شود نیز ایجاد میشود (UNEP/IPCS, 1999).

یک شبکه غذایی یک مفهوم واقعی تری نسبت به زنجیره غذایی است. حتی در مورد یک شبکه غذایی ساده نیز میتواند یک نمونه پیچیده ای از جریان انرژی، کربن و مواد مغذی بر اساس الویت غذایی وجود داشته باشد در هر زیستگاه بخصوص درجه ای از پایداری وجود دارد که از طریق اجتماعات یک گونه در یک شبکه غذایی در سال های متوالی با همان گونه های غالب و نادر با همان جریان انرژی ایجاد می شود (UNEP/IPCS, 1999).

موجودات در طبیعت کلا بصورت شانس حضور پیدا نمی کنند. یک زیستگاه بخصوص دارای شرایط محیطی منحصر به خود می باشد که در آن شرایط موجودات زیست کننده در آن در صورت تحمل این شرایط قادر به ادامه بقاء می باشند. گونه های متفاوت دارای سازگاری های متفاوت نسبت به فاکتور های فیزیکی و شیمیایی محیطی (فاکتورهای غیر زیستی) هستند مثلاً، دما، بارندگی، وضعیت مواد مغذی موجود در خاک. دامنه مجاز فاکتور های غیرزیستی در طول شیب چنین فاکتور هایی به نام نیچ تثوریک گونه ها نامیده می شود. در عمل گونه ها معمولاً دامنه باریکتری از شرایط را اشغال می کنند که نیچ واقعی نامیده می شوند. حضور این گونه ها در دامنه های شدید تثوریک به خاطر تداخل با موجودات (تداخل زیستی) دیگر اتفاق نمی افتد. مثلاً یک گونه ممکن است در محیطی نزدیک به میانه دامنه مجاز دارای بیشترین سازش باشد در این صورت حضور این موجود در دامنه های شدید تر ممکن است با استرس هایی همراه باشد. در این منطقه گونه مورد نظر قادر به رقابت با سایر گونه ها که دارای سازش بیشتری در این محدوده هستند نمی باشد (UNEP/IPCS, 1999).

یک اکوسیستم شامل تمام موجودات حاضر در یک زیستگاه بخصوص و ارتباط هر دوی این ها با محیط فیزیکی و شیمیایی آن ها، و فرایندهایی که موجودات و محیط را با هم مرتبط می کند مانند انرژی و وجود مواد مغذی و چرخه های بیوشیمیایی. مهمترین خصوصیت اکوسیستم ها پایداری آن ها است (UNEP/IPCS, 1999).

اکوسیستم ها می توانند مثلاً در مورد جریان انرژی، کربن و مواد مغذی و نیز در مورد تولید در هر سطح غذایی بطور کمی مورد مطالعه قرار گیرند و همچنین می توان چگونگی عمل اکوسیستم را در تولید مواد از طریق ایجاد مدل های ریاضی پیش بینی نمود

احتمالاً مهمترین خصوصیت اکوسیستم ها پایداری در پویایی آن ها است. اکوسیستم ها با گذشت زمان از نظر ترکیب گونه و فراوانی جمعیت و میزان فرایند ها علیرغم تغییر در محیط کاملاً دارای ثبات هستند. اگرچه شرایط آب و هوا بطور سالانه در نوسان است ولی ساختار اکوسیستم تمایل به پایداری در محدوده هایی از این نوسانات دارد و بنابراین اکوسیستم پایدار است.

یک مثال در رابطه با ثبات در پویایی اکوسیستم اندازه جمعیت است. جمعیت انسانی تحت نوسانات شدیدی بطور سالانه نیست زیرا زمان برای هر نسل حدود ۲۰ سال بطول می کشد و چندین نسل با یکدیگر دارای هم پوشانی هستند. در مقابل در خیلی از بی مهرگان که تولید مثل هر سال صورت میگیرد طول عمر فقط یک سال یا کمتر است. این ممکن است نوسانات با درجه بالایی را ایجاد نماید ولی این نوسانات حول یک مقدار متوسطی می باشد. این نوسانات ممکن است ناشی از عوامل وابسته به تراکم و فاکتور های محیطی باشد بطوریکه شدت

اثرات به تراکم جمعیت وابسته است مثلاً در تراکم بالا محدودیت دسترسی به غذا سبب حذف برخی از افراد جمعیت می شود در صورتیکه در تراکم پایین تر فراوانی غذا اجازه افزایش جمعیت را داده و در نتیجه نوسان جمعیت در طول چندین سال در یک حد متوسط باقی می ماند.

ثبات اکوسیستم همیشگی نیست و برخی از سیستم ها بطور طبیعی دچار تغییر می شوند. در یک مقیاس کوتاه مدت این تغییر در زمستان و تابستان در ابعاد جامعه در آب و هوای معتدل صورت می گیرد. در یک مقیاس بلند مدت توالی اکولوژیک وجود دارد که در آن یک جامعه بطور طبیعی جایگزین جامعه دیگری می شود. در یک منطقه ای از آب یا خشکی معمولاً در نتیجه تغییر شرایط زیستگاه موجوداتی جایگزین می شوند زیرا شرایط فعلی دیگر برای بقاء آن ها مناسب نمی باشد.

اکوسیستم های پایدار تکامل یافته بوسیله گرو کثیری از موجودات معروف به استراتژی k توصیف می شوند و شامل گونه هایی است که بخوبی با شرایط محیطی پیرامون خود سازش پیدا کرده اند. در مراحل ابتدایی تر در یک توالی ممکن است نسبت بالایی از موجودات با استراتژی R باشد که شامل موجودات با تحمل بالا ی محیطی است ولی در رقابت با موجودات قبلی (کاملاً سازش یافته) به خوبی قادر به ادامه بقا در یک محیط پایدار نیستند. در مقابل گرو با استراتژی R دارای تولید مثل بالا بوده و بوسیله قابلیت تکثیر بالایی که دارند در محیط منتشر شده و تشکیل کلنی های پرجمعیت را می دهند. در محیط های پر استرس چه ناشی از انسان باشد و یا در شرایط نامساعد محیطی تحمل در مقابل عوامل غیر زیستی تعیین کننده بزرگتری است در مقایسه با عوامل زیستی و تحت این شرایط موجودات با استراتژی R دارای غالبیت بیشتری هستند.

۱-۲-۱- تأثیرات انسان بر اکوسیستم ها

انسان به دو روش بر اکوسیستم تأثیر می گذارد، از طریق آلودگی و آشفتگی های فیزیکی که با توجه به اهمیت آلودگی ها در این مطالعه فقط به آلودگی ها پرداخته می شود.

آلودگی ها موادی هستند که بطور بالقوه میتوانند بر اکوسیستم ها اثر گذارند زیرا آن ها هم مواد شیمیایی ساخته دست انسان با زنجیره های طولانی هستند و نیز دارای حجم بسیار زیاد هستند که تجزیه کنندگان معمولی موجود در خاک با آن ها نا آشنا هستند. اکوسیستم ها تحت تأثیر آلودگی (سموم) از موازنه خارج میشوند. پایداری آن ها به هم می خورد، تولید و چرخه مواد کاهش یافته و این یعنی دیگر سیستم های پایداری نیستند. این امر نتیجه عمل انتخابی سموم می باشد که در گونه های مختلف بطرق مختلفی تأثیر می گذارند (UNEP/IPCS, 1999).

تأثیرات سم ممکن است برای موجودات کشنده باشد ولی عموماً تأثیرات سموم بصورتی است که موجود زنده می ماند ولی دچار کاهش رشد، کاهش قدرت تولید مثل و کاهش توسعه اندام ها می شود که همه این ها به اختلال در اکوسیستم مربوط می شود. در یک اکوسیستم سطوح تأثیرات ذکر شده می تواند منجر به ناهنجاری

هایی از طریق ایجاد استرس شود. با وجود بر این استرس نه تنها حاصل آلودگی های سمی بوده بلکه آلودگی های غیر سمی ، آشفستگی های فیزیکی عوامل طبیعی نیز ایجاد استرس می کنند. ویژگی مهم اندازه گیری تاثیرات زیستی آلودگی ها تشخیص ناهنجاری های محیطی حاصل از فعالیت های انسانی از استرس های طبیعی است. ناهنجاری های حاصل از استرس در یک اکوسیستم در جدول ۱- ۴ آمده است. همانطور که در بالا ذکر شد همه آلودگی ها بطور مستقیم سمی نیستند. با وجود بر این برخی از گروه های غیر سمی در زمره آلودگی های سمی محسوب می شوند زیرا این گروه دارای خواص سمی ثانویه هستند مانند غنی سازی پیکره آب با مواد مغذی مانند نیتروژن ، فسفات (یوتریفیکاسیون) که به صورت آلودگی از فاضلاب ها و ورود کود های شیمیایی برخی از صنایع صورت میگیرد (UNEP/IPCS, 1999).

با فرض کافی بودن منابع کربن و نور رشد گیاهان و تولید کنندگان بوسیله مواد مغذی محدود می شود. آلودگی های حاصل از مواد مغذی بجای تاثیرات سمی می تواند تاثیرات زایشی روی تولید کنندگان داشته باشد. غنی سازی بیش از اندازه محیط می تواند منجر به رشد بی رویه تولید کنندگان شده بطوریکه مصرف کنندگان اولیه که از تولید کنندگان تغذیه می نمایند قادر به کنترل آن ها نباشند. پوسیده شدن توده زنده اضافی تولید کنندگان بر اثر فعالیت باکتری ها سبب افزایش BOD برای تنفس باکتریایی شده که نهایتاً سبب ایجاد اختلالات زیست محیطی از جمله کاهش اکسیژن محیط می شود. کاهش اکسیژن تاثیرات مرگ آوری را روی جانوران آبی دارد زیرا اکثر جانوران برای تنفس نیاز به اکسیژن بیشتری نسبت به گیاهان

جدول ۱- ۴ : تغییرات مورد انتظار در اکوسیستم های تحت استرس

انرژی تیک:
۱ - تنفس اجتماع افزایش می یابد
۲ - نسبت تولید به تنفس نامتوازن می شود
۳- تولید اولیه صادر شده به سایر سیستم ها و یا غیر قابل استفاده افزایش میابد.
چرخه مواد مغذی:
۴ - تغییر در مواد مغذی افزایش میابد.
۵ - انتقال افقی مواد مغذی (برای مثال به دیگر سیستم ها) افزایش می یابد.
۶ - چرخه عمودی (برای مثال بازیافت درونی) مواد مغذی کاهش می یابد.
۷ - از دست دادن مواد مغذی افزایش می یابد.
ساختار اجتماع:
۸ - اندازه موجودات کاهش می یابد.

۹ - طول عمر کوتاه می شود.
۱۰ - تنوع گونه ای کاهش و غالبیت افزایش می یابد.
۱۱ - طول زنجیره غذایی کوتاه تر می شود.
تغییرات در سطوح اکوسیستم:
۱۲ - اکوسیستم بیشتر باز می شود (مثلا وجود فضای قابل دسترس بیشتر برای حضور جمعیت بیشتر)
۱۳ - روند توالی اکوسیستم معکوس می شود.
۱۴ - کارایی منابع قابل استفاده کم می شود.

که قادر به فتوسنتز هستند دارند. برخی از این تاثیرات روی اکوسیستم ها می تواند به عنوان سنجش زیستی آلودگی مورد استفاده قرار گیرد که بخش بعدی مروری بر این تکنیک ها است (UNEP/IPCS, 1999).

۱-۳- اندازه گیری اثرات سموم بر روی موجودات و اکوسیستم ها

اندازه گیری می تواند مستقیما از طریق اندازه گیری سموم باشد یا از طریق ارزیابی اثر بر اکوسیستم باشد. (پایش اکوسیستم). اندازه گیری مستقیم یا آزمایشات سموم یک فرایند آزمایشگاهی است که با یک تک گونه با استفاده از یک ماده شیمیایی تک و یا مواد ورودی قبل و بعد از مخلوط شدن با دریافت نمودن محیط انجام میگیرد. موجود را تحت شرایط استاندارد برای مدت معین در دوز های متفاوت و یا غلظت های متفاوت سم و با کنترل، بدون حضور سم، قرار می دهند. غلظتی از سم که در آن غلظت ۵۰ درصد از موجود از بین برود LC50 نامیده می شود. متناوبا یک دوز منفرد اضافه شده که ایجاد ۵۰ درصد مرگ میر نماید LD50 می نامیده می شود. چنین آزمایشات مربوط به مقادیر مرگ آور سموم عمومیت دارد زیرا یک مسیر سر راست و بدون واسطه برای رسیدن به هدف می باشد ولی این آزمایشات منعکس کننده آنچه که در شرایط طبیعی اتفاق می افتد نیست.

بیشتر اثرات سم غیرکشنده است و بنابر این انجام آزمایشات غیرکشنده باید حتی المقدور امکان پذیر باشند. این امر می تواند تحت عنوان اصطلاحی به نام EC50 انجام پذیرد. این اصطلاح به غلظتی از سم اضافه شده اطلاق می شود که در یک زمان خاص و در شرایطی خاص سبب یک کاهش ۵۰ درصدی در یک پاسخ خاص در شرایط غیر کشنده می شود مثلا کاهش ۵۰ درصدی رشد در مقایسه با کنترل که فاقد هر گونه سمی می

باشد. همچنین می تواند سبب یک تغییر ۵۰ درصدی در فرایندی فیزیولوژیک در همه مقادیر غیر کشنده شود مثلاً یک کاهش ۵۰ درصدی در نرخ فتوسنتز یا تنفس یا یک تغییر ۵۰ درصدی در فرایندی تکوینی مثلاً تشکیل اجسام تولید مثلی در مقایسه با کنترل شود. یک اندازه مرتبط تر برای حفاظت محیط زیست (NOEC (no observed effect concentration می باشد. این بالاترین غلظتی از یک سم اضافه شده است که فاقد اثر غیرکشنده بازدارنده قابل اندازه گیری می باشد که روی موجودات مورد آزمایش تحت شرایط خاص در طول دوره بررسی می باشد.

تنظیم کننده ها از نتایج آزمایشات سمیت استفاده می کنند زیرا آن ها به آسانی نتایج عددی قابل تکرار و قابل اعتماد را ارائه می دهند ولی آن ها نباید بصورت تحریف شده نتیجه گیری شوند. مشکل اساسی در این زمینه انتخاب موجود مناسب مورد آزمایش و نیز تطبیق نتایج آزمایش به شرایط محیطی می باشد. موجود انتخاب شده باید معرف تمام سطوح اصلی غذایی باشد. یک گیاه (اتوتروف) یک گیاهخوار و یک گوشتخوار. انجام دادن این موارد به تنهایی کافی نیست. گونه بخصوص انتخاب شده باید برای محیط در خطر مناسب باشد یعنی جایکه سموم باید تخلیه شود (UNEP/IPCS, 1999).

آنچه که به آسانی در محیط آزمایشگاهی قابل انجام نیست پیش بینی اثرات روی ساختمان و عمل اکوسیستم ها است. انکار ناپذیر است که در طبیعت آزمایش های سمی تحت شرایط آزمایشگاهی ثابت نمی توان پیچیدگی و نوسانات محیط طبیعی و نیز تداخل موجودات با یکدیگر را بازسازی نمود.

یکی از راه های رفع مشکل عدم ارتباط آزمون های آزمایشگاهی با اکوسیستم های واقعی توسعه آزمون هایی است که در محیط طبیعی صورت می گیرد. موجود در یک مکان آلوده نگهداری می شود و برخی از کمیت های رشد، فیزیولوژی، بیوشیمی یا بقا موجود در شرایط مشابه ولی با آلودگی کمتر (کنترل) مقایسه می شود. پایش اکولوژی یک ارزیابی گسترده تری از اثرات اکولوژی سموم است که با آزمون های سمیت ارائه می شود و به عنوان ارزیابی اثرات سموم و آلاینده ها در یک محیط اکولوژیک هم بوسیله تجمع در موجودات غیر از انسان و هم بوسیله جستجوی اثرات اکولوژیک غیر نرمال در سطح گونه، اجتماع یا اکوسیستم تعریف می شود.

پایش اکولوژیک یک نقش متفاوت تری نسبت به آنالیز شیمیایی سموم در محیط ایفاء می کند. آنالیز شیمیایی معمولاً متکی به نمونه برداری آنی است و لزوماً بیان کننده میانگین، بیشینه یا کمینه مقادیر محیطی سموم نیست.

پایش اکولوژی از نمونه برداری های متناوب برای حل این مشکل جلوگیری میکند (UNEP/IPCS, 1999). موجودات بومی غلظت سموم را با گذشت زمان کم می کنند. علاوه بر این آنها نشان میدهند که چه روش نمونه برداری شیمیایی برای تاثیرات شیمیایی روی اجتماعات مناسب نمی باشد. روش های اکولوژیک تخمینات عددی سموم را به ما نمی دهند. بنابراین توجه کردن به هر دوروش شیمیایی و اکولوژی ضرورت دارد.

پایش اکولوژیک می تواند در موجوداتی که بطور طبیعی در محیط زیست می کنند و یا در موجوداتی که در یک محیط اسکان داده شده اند استفاده شود و ممکن است بوسیله آزمون های آزمایشگاهی تایید شود. سموم می توانند پایداری اکوسیستم های طبیعی را بوسیله تاثیرات متفاوتی که بر گونه، جمعیت و فرایند های اکوسیستم می گذارد به هم بزنند. با وجود بر این چنین سیستم هایی دارای برخی از ظرفیت هایی هستند که توانایی جذب مواد سمی را به خاطر تعادل پویای خود هستند. آزمون های سمیت در پیش بینی اثرات اکولوژیک دارای محدودیت است و اندازه گیری های شیمیایی سموم محیطی باید همراه با پایش اکولوژیک باشد و دانش خاصی برای تمیز بین تاثیرات اکولوژیک بر اساس تاثیرات آلودگی و آن هایی که بر اثر اتفاقات حاصل از شرایط محیطی تحمیل می شود، نیاز است (UNEP/IPCS, 1999).

۱-۱-۴- اصول ارزیابی خطر اکولوژی

تعریف اساسی ارزیابی خطر اکولوژی تعیین احتمال یک اثر نامطلوب است که بر یک سیستم اکولوژیک تاثیر می گذارد. مهمترین عوامل ارزیابی خطر تخمینات بحران مرتبط به حضور سیستم با ماده یا مواد معین و تعیین احتمال وقوع آن اثر می باشد. مشکل مفاهیم اکولوژیک از آنجا ناشی می شود که مجموعه ای از شرایط و تاثیر آن بر سیستم مورد توجه قرار میگیرد. و این با نظریه معمولی ارزیابی خطر محیطی که فرض بر این است که حفاظت نمودن از یک گونه (حساس ترین گونه) بطور خودکار از اکوسیستمی که در آن حضور دارند محافظت می نماید مطابقت می نماید.

مواد خطر ناک بالقوه ممکن است مربوط به یک ماده استرس زا باشند خطر عبارت است از پتانسیل یک ماده استرس زا که سبب آسیب به یک سیستم بیولوژی میشود. تعیین LC50 و یا میزان جهش زایی یک ماده تلاشی است برای تخمین خطر توسط یک ماده استرس زا در ارتباط با معرض گذاری در مجاورت ماده. معرض گذاری، اندازه ای از غلظت ماده استرس زا است که موجود یا موجودات را در یک سیستم معین تحت تاثیر قرار میدهد. تماس ممکن است گاهی اوقات بصورت یک دوز در بافت موجودات هدف بیان شود ولی در سم شناسی محیطی بیشتر معمول است که غلظت محیطی اندازه گیری شود. اندازه گیری غلظت های بافت و دوز ها در موجودات مبتلا ممکن است وقتی مفید باشد که به عنوان نشانگرهای زیستی در ارزیابی تخریب اکوسیستم مورد استفاده قرار گیرد.

یک ماده استرس زا خطری برای محیط ندارد مگر اینکه در تماس با محیط قرار گیرد. همه مواد دارای برخی از تاثیرات بیولوژی هستند اما در بیشترین موارد نیاز است که از یک تماسی بیش از آستانه وجود داشته باشد. در برخی موارد مثلاً مواد مغذی ضروری تماس در سطوح پایین برای سلامتی نیاز است. ابتدا فرموله نمودن مسأله سوالاتی که در طول فرایند ارزیابی خطر باید پاسخ داده شود را معین می کند.

دوم ارزیابی خطر ، تاثیرات بیولوژی ماده استرس زای مورد بررسی را به تفصیل بیان می کند. سوم ، تعیین احتمال (احتمال آماری) یک اثر به عنوان خصوصیات بارز خطر فرموله می شود. این چارچوب اساسا برای ارزیابی خطر سلامت برای انسان طراحی شده و برای ارزیابی خطر اکولوژی باید تغییراتی در آن داده شود. چون اکوسیستم دارای جمعیت های زیادی می باشد ، ارزیابی خطر سلامت ، مثال یک تک گونه ، زیر مجموعه ای از ارزیابی خطر اکولوژیک است. یک ماده شیمیایی به محض خروج از لوله های خانگی یا شهری یا صنعتی وارد اکوسیستم می شود زمانیکه یک ماده شیمیایی وارد اکوسیستم می شود عوامل زیستی و غیرزیستی ساختمان و ماهیت مواد را تغییر می دهند. حتی زمانیکه یک ماده شیمیایی بر اکوسیستم تاثیر می گذارد اکوسیستم در حال تغییر دادن مواد می باشد. چنین دلایلی ما را به سمت چارچوب به صورت زیر راهنمایی می کند (UNEP/IPCS, 1999).

۱-۱-۴ - ۱ فرموله نمودن مسئله

فرموله نمودن مسئله شروع هر فرایند تکراری می باشد. ارزیابی خطر اکولوژی می تواند به چندین روش شروع شود. مثلا درخواست برای معرفی یک ماده جدید در محیط یا بررسی یک محیط عاری از آلودگی که قبلا تحت آلودگی بوده است . فرایند فرموله نمودن مسئله بصورت زیر می باشد (Yee, 2010).

گفتگو بین ارزیابی خطر و مدیریت خطر

تعیین خصوصیات بارز ماده استرس زا

مشخص کردن اکوسیستم های دارای استعداد قرار گیری در خطر

شناسایی اثرات اکولوژیکی

انتخاب نقاط پایانی معین

به شکل ریاضی در آوردن سیستم برای گرفتن داده

ورود داده ها و بررسی صحت مدل ریاضی

گرفتن داده های بیشتر در صورت نیاز

پابرجا کردن و ادامه دادن برنامه های پایشی

۱-۱-۴-۲ - ارزیابی معرض گذاری یک ماده شیمیایی

توصیف صفات اختصاصی اکوسیستم ممکن است بسیار دشوار باشد. اگر با یک اکوسیستم سرو کار داشته باشیم که از قبل در معرض آلودگی قرار گرفته است در این صورت دچار مشکل مضاعفی هستیم زیرا ماهیت دقیق اکوسیستم قبل از آلودگی نامشخص است. حتی تعریف یک اکوسیستم موجود می تواند مشکل باشد مثلا اگر حفاظت از از یک منطقه تخمیزی دریایی برای ارزیابی مورد نظر باشد مناطق زیادی از پناهگاه های

ساحلی ، مناطق جذرو مدی ، باطلاق ها بای مورد نظر باشد. مردم و سایر دریافت کنندگان مواد شیمیایی بستگی به نوع فعالیت خودشان به از راه های متفاوت با مواد شیمیایی در تماس بوده و آنها را جذب و وارد بدن خود می نمایند.

در یک محیط ، روش هایی که یک دریافت کننده در تماس با یک ماده شیمیایی قرار می گیرد تحت عنوان مسیر قرار گرفتن در معرض و راه هایی که یک ماده شیمیایی وارد بدن بدن آن می شود تحت عنوان راه قرار گیری در معرض ماده شیمیایی نامیده می شود (Yee, 2010).

بطور کلی گیرنده های اکولوژیک به یکی از روش های زیر در معرض مواد شیمیایی قرار میگیرند:
از راه تنفس مستقیم

ورود مستقیم از راه تماس با پوست

ورود از راه گوارش به روش تغذیه

ارزیابی قرارگیری در معرض یک ماده شیمیایی نرخ این قرار گیری (کیفیت و سرعتی که یک ماده شیمیایی دریافت می شود) را پیش بینی می کند. بزرگی قرار گیری در معرض یک ماده شیمیایی بوسیله یک گیرنده اکولوژیک به تداخل گروهی از متغیرها بستگی دارد که به شرح زیر است:

غلطت ماده شیمیایی در محیط های واسطه مانند فاز چربی و فاز محلول و یا آب بین ذرات رسوب خصوصیات فیزیکی و شیمیایی ماده شیمیایی

تاثیر خصوصیات مکان مورد مطالعه مانند زمین شناسی ، نوع خاک ، توپوگرافی ، آب شناسی ، اقلیم شناسی و سایر خصوصیات زمین شناختی بر رفتار ماده شیمیایی در واسطه های محیطی.

خصوصیات رفتاری و فیزیکی گیرنده های اکولوژیک (مانند نرخ تنفس ، جذب گرد و غبار و زمان صرف شده برای یک فعلیت در یک محیط) (Yee, 2010).

۱-۴-۳- ارزیابی سمیت

ارزیابی سمیت انتخاب مقادیر مرجع سمیت (Toxicity Refrence Value, TRV) برای آن دسته از مواد شیمیایی است که با سهولت بیشتری احتمال حضور آنها برای تماس و جذب گیرنده های توسط گیرنده های اکولوژیک میسر است که تحت عنوان Chemical Of Potensial Concern (COPC) نامیده می شوند (Yee, 2010).

سمیت ، پتانسیل یک ماده شیمیایی برای ایجاد هر گونه تخریب ، موقت یا دائمی ، در ساختمان و عمل هر کدام از بخش های بدن گیرنده های اکولوژیک است. سمیت یک ماده شیمیایی به مقدار ماده شیمیایی وارده به بدن (دوز) و به مدت زمانی که گیرنده در معرض ماده شیمیایی قرار دارد ، بستگی دارد. برای هر COPC

یک دوز و مدت زمان خاص در معرض گذاری نیاز است که در یک گیرنده اکولوژیک اثر سمی محیطی ایجاد نماید (Yee 2010).

۱-۱-۴- توصیف خطر

مرحله نهایی ارزیابی خطر اکولوژی توصیف خطر است که در واقع یکپارچه نمودن ارزیابی های خطر و در معرض گذاری است که به منظور ایجاد رابطه ای جهت تخمین محافظه کارانه خطر سلامت برای گیرنده های اکولوژیک، در مراحل مختلف معرض گذاری صورت می گیرد. خطر های بالقوه از راه مقایسه تخمین یا پیش بینی در معرض گذاری (ارزیابی در معرض گذاری) با محدوده های معین شده در معرض گذاری (ارزیابی سمیت) برای هر COPC توصیف می شود (Yee 2010).

۱-۲- بیان مسئله

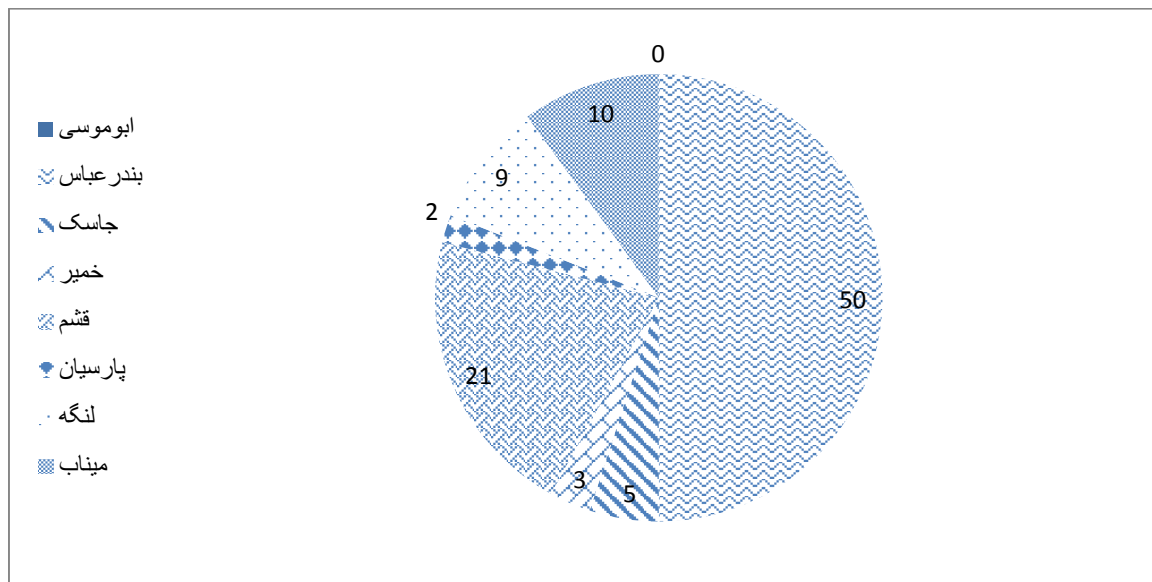
نظر به گسترش فعالیت های انسانی در عرصه های متفاوت نظیر صنعت، کشاورزی، کشتیرانی، کشتی سازی، گسترش نیروگاه ها، گسترش فعالیت های آبی پروری و به دنبال آن افزایش ریزش پساب ها و فاضلاب های حاصل از فعالیت آنها به درون اکوسیستم دریا در چند دهه اخیر سبب شده است تا بار آلودگی محیط دریایی بطور نگران کننده ای زیاد شود. با توجه به استفاده روز افزون جامع انسانی از دریا به عنوان یکی از مهمترین منابع تامین غذا همواره این نگرانی برای مردم بطور عام و برای مسئولین دست اندر کار مراکز شیلاتی، محیط زیست و دانشگاهیان و دانش پژوهان بطور خاص وجود دارد که این بار آلودگی تا چه میزان می تواند بر سلامت انسان ها تاثیر گذار باشد. این پژوهش در نظر دارد به بررسی کمی و کیفی ثرات انواع آلاینده ها مانند PAHs و فلزات سنگین و آلاینده های حاصل از ورود فاضلاب ها به دریا که عمدتاً شامل آلاینده های حاصل از فعالیت های انسانی است بر ماکروفون های موجود در رسوبات منطقه بپردازد. از آنجا که مقصد نهایی اکثر آلاینده ها رسوبات بستر دریا می باشد و این رسوبات محل زیست بسیاری از موجودات (عمدتاً بیمهرگان) میباشد تاثیر پذیری این موجودات از این آلاینده ها انکار ناپذیر است. وجود دامنه وسیعی از بیمهرگان با تنوع زیاد تغذیه و زیستگاه از یک طرف و ارتباط تنگاتنگ این موجودات با رسوبات بستر دریا از طرف دیگر امکان جذب این آلاینده ها را بسیار آسان نموده و با توجه به حضور بیمهرگان در سطوح پایین تر هرم ماده و انرژی امکان انتقال این آلاینده ها به سطوح بالاتر بسیار محتمل میباشد (Biomagnification, Bioconcentration and Bioaccumulation). این امر سبب شده است که با توجه به وجود بنادر مهم در بخش های جنوبی و شمالی کشور ما مسئله انتقال آلاینده ها به دریا و نحوه تاثیر پذیری آبزیان و در نهایت انسان ها از این آلاینده ها از حساسیت فوق العاده ای برخوردار باشد. یکی از مهمترین بنادری بندر عباس است که با توجه به موقعیت استراتژیک همواره در معرض ریزش انواع آلاینده

ها می باشد وجود نیروگاه ها، پالایشگاه، مراکز و تاسیسات کشتی سازی، تردد انواع کشتی ها و نفتکش های اقیانوس پیما و وجود صدها منابع ریزش فاضلاب های شهری و صنعتی اکوسیستم دریایی مجاور با این شهر را با تهدید جدی مواجهه نموده است. در این میان وجود جنگل های حرا، صخره های مرجانی، وجود نوزاد گاه های ماهی و میگو، وجود خورهای متعدد و اسکله ها آسیب پذیری اکوسیستم های این منطقه را دوجندان نموده است. با توجه به تفاسیر فوق تحقیق اخیر جهت پاسخگویی به سؤالاتی نظیر ۱- بیمهرگان موجود در رسوبات تا چه اندازه در معرض خطر انواع آلاینده های ذکر شده قرار دارند؟ ۲- این آلاینده ها چگونه بر تنوع و تراکم بیمهرگان کفزی در دریا تاثیر میگذارند؟ ۳- چه گروه هایی از بی مهرگان نسبت به این آلاینده ها حساس بوده و چه گروه هایی دارای مقاومت هستند؟ ۴- چه رابطه ای بین غلظت آلاینده ها و تراکم و تنوع بیمهرگان در رسوبات وجود دارد؟ ۵- چه رابطه ای بین نوع دانه بندی، میزات مواد آلی کل با تراکم بیمهرگان و غلظت آلاینده ها وجود دارد؟ ۶- آیا شاخص های مبتنی بر جمعیت میتوانند نشان دهنده میزان پتانسیل قرارگیری عوامل اکولوژیک در معرض خطر آلودگی باشند، پیشنهاد می گردد.

۱-۲-۱- آلاینده های کانونی

نوار ساحلی ایران در شمال و جنوب کشور علاوه بر اهمیتی که از نظر سیاسی و امنیتی (مرزهای دریایی) دارند، از بعد اقتصادی نیز در بخش های مختلف تجاری، گردشگری، کشاورزی و شیلات دارای اهمیت اند و به ویژه در جنوب کشور اصلی ترین منابع درآمدی کشور نظیر ذخایر عظیم نفتی و گازی شامل میشوند. مناطق ساحلی جنوب، در بر گیرنده محدوده چهار استان کشور از شرق به غرب به نامهای سیستان و بلوچستان (دریای عمان)، هرمزگان (دریای عمان- تنگه هرمز- خلیج فارس)، بوشهر (خلیج فارس) و خوزستان (خلیج فارس) را فرا میگیرد. بر اساس تقسیمات کشوری سال ۱۳۸۵ (سرشماری سال ۱۳۸۵)، در این محدوده تعداد ۲۳ شهرستان قرار دارد.

واحدهای صنعتی در استان هرمزگان ۲۱۵ واحد می باشد که بیشترین واحدهای صنعتی به ترتیب در بندرعباس با ۱۰۶ واحد (۵۰ درصد)، قشم ۴۶ واحد (۲۱ درصد)، میناب ۲۲ واحد (۱۰ درصد)، بندر لنگه ۱۹ واحد (۹ درصد)، جاسک ۱۱ واحد (۵ درصد)، بندر خمیر ۷ واحد (۳ درصد)، پارسیان ۴ واحد (۲ درصد) و ابوموسی ۱ واحد (۰/۴ درصد) است.



شکل ۱-۱: میزان درصد واحدهای صنعتی در شهرهای ساحلی استان هرمزگان

صنایع موجود در سواحل بندر عباس شامل پالایشگاه، صنایع فولاد، آلومینیم، مس و روی، لنج سازی، تولید قطعات فایبرگلاس، کارخانه های تولید مواد غذایی، کنسرو ماهی، پودر ماهی، عمل آوری میگو، تولید یخ، سردخانه، کارگاههای تکثیر میگو، مزارع پرورش میگو و کارخانه های آب شیرین کن، تولید مخازن آب و نفت، انواع ظروف و کیسه های پلاستیکی، تیرچه بلوک و موزاییک و.... هستند. شکل ۴-۱ تعداد و ترکیب صنایع را در شهرستانهای استان هرمزگان نشان میدهد. همانطور که نمودار نشان میدهد بیشترین واحدهای صنعتی در شهرهای فوق مربوط به صنایع شیمیایی، کانی غیر فلزی، غذایی، فلزی کشاورزی و ماشین آلات میباشد. صناعی مانند برق، الکترونیک، دارویی، سلولزی به تعداد بسیار کمی در محدوده شهر بندر عباس قرار دارند.

۱-۲-۲- آلودگی های غیر کانونی

بیش از ۷۰ درصد از سطح کره زمین را آب فرا گرفته و در نتیجه خشکی ها در محاصره دریاها واقع شده اند. حدود سه چهارم شهرهای بزرگ دنیا نیز در کنار دریاها واقع شده و تا سال ۲۰۱۰ میلادی (۱۳۸۹)، ۸۰ درصد از جمعیت جهان در حوالی سواحل مستقر بوده اند. سهولت در جابه جایی و ارزانی حمل و نقل از طریق خطوط آبی باعث شده تا بیش از ۶ میلیارد تن کالا از این طریق جابجا گردد. در این میان بیش از ۲۵۰۰ نوع ماده خطرناک از طریق دریاها حمل و نقل میشوند و نرخ رشد حمل و نقل این مواد بیش از ۱۰۰ نوع در سال می باشد. بدین ترتیب عبور و مرور کشتی ها توأم با مواد خطرناکی که حمل می کنند، خطرات بالقوه موجود در محیط زیست دریایی را نمایان می کند. جمهوری اسلامی ایران نیز با وجود دریاهای منطقه ای همچون خلیج

فارس، دریای عمان و دریای خزر از جمله کشورهای فعالی در زمینه دریانوردی و ترانزیت کالا از این طریق می باشد به طوری که ۹۶ درصد از سهم واردات کشور از طریق دریا بوده و بالغ بر ۱۶۰ میلیون تن کالا در سال می باشد (فداکار، ۱۳۸۶).

جدول ۱- ۵ : تعداد و ظرفیت شناورهای (بالای هزار تن) ورودی به بنادر کشور- ۱۳۸۴

ظرفیت (هزارتن)	تعداد(فروند)		نام بندر	نام استان	ناحیه دریایی
	خارجی	ایرانی			
۲۷۵۰۳	۱۱۴۹	۲۷۳	بندر امام و ماهشهر	خوزستان	خلیج فارس
۷۹۸	۱۶۸	۱۰۳	بندر خرمشهر		
۱۸	۱۳	۰	بندر آبادان		
۵۱۵۵۱	۱۷۷۵	۷۴۴	شهید رجایی - بندرعباس	هرمزگان	
۲۲۸۲	۳۴	۴۲۸	شهید باهنر - بندرعباس		
۷۴۴	۱	۳۳۶	بندر لنگه		
۶۰۴۴	۴۴۳	۱۴۳	بوشهر	بوشهر	
۸۲۹	۶	۳۰	شهید بهشتی - چابهار	سیستان و بلوچستان	دریای عمان
۲۵۸	۸	۱۴	شهیدکلانتری - چابهار		
۲۹۶۹	۹۱۴	۱۳۰	بندر انزلی	گیلان	دریای خزر
۸۰۰	۲۳۲	۲۹	بندر امیرآباد	مازندران	
۱۴۵۷	۳۷۹	۷۱	بندر نوشهر		
۴۴۳۴	۸۵۳	۰	بندر نکاء		
۹۹۶۸۹	۵۹۷۵	۲۳۰۱	جمع		

ماخذ : عملکرد سازمان بنادر و کشتیرانی در سال ۱۳۸۴

در میان دریاهای ذکر شده خلیج فارس به عنوان دریای نیمه بسته، بیشترین تراکم و تعداد حمل و نقل دریایی را بخود اختصاص داده، به طوری که سالانه بیش از ۲۵ هزار شناور از تنگه هرمز عبور می کنند. علاوه بر آن، این دریا حامل ۶۰ درصد ذخایر نفت دنیا بوده که این امر باعث شده تا بیش از ۴۰ درصد از صادرات جهانی نفت را به خود اختصاص دهد (فداکار، ۱۳۸۶).

خلیج فارس و دریای عمان جزء دریاهای گرم محسوب می شوند و به همین خاطر میزان تولید اولیه و تنوع زیستی در این محدوده قابل توجه است. وجود انواع زیستگاه های حساس ساحلی و دریایی همچون آبسنگ های مرجانی، جنگل های حرا، بسترهای جلبکی، خورها و مصب ها در این دریاها اهمیت آنها را دو چندان کرده است (فداکار، ۱۳۸۶). متأسفانه طی ۲۰ سال اخیر در اثر فعالیت هایی همچون ترانزیت نفت، جنگ خلیج فارس، فعالیت های صیادی، تردد شناورها و توسعه در سواحل تنوع گونه ای آبزیان این حوضه دریایی حساس و آسیب پذیر دچار صدمه شده اند.

با گسترش و توسعه حمل و نقل دریایی، آلاینده های ناشی از آن نیز افزایش یافته اند (فداکار، ۱۳۸۶). منابعی که به عنوان آلاینده های بدون کانون مطرح میباشند و در نتیجه حمل و نقل دریایی منجر به آلودگی دریاها می شوند، عبارتند از موارد زیر که توضیحات لازم در خصوص هر یک از آنها داده میشود.

تردد شناورها (حمل و نقل ترافیک دریایی)

جمهوری اسلامی ایران با وجود دریا های منطقه ای همچون خلیج فارس، دریای عمان و دریای خزر از جمله کشورهای فعالی در زمینه دریانوردی و ترانزیت کالا از این طریق می باشد، به طوری که ۹۶ درصد از سهم واردات کشور از طریق دریا بوده و بالغ بر ۱۶۰ میلیون تن کالا در سال می باشد (فداکار، ۱۳۸۶).

جدول ۱-۵ تعداد و ظرفیت شناورهای ورودی به بنادر کشور در سال ۱۳۸۴ ارائه شده است.

بنا به جدول فوق، حدود ۹۰/۳ درصد شناورهای بالای هزارتن در بنادر جنوب حضور دارند. بیشترین درصد شناور بالای هزارتن در بندر شهید رجایی بندرعباس (۵۱/۷ درصد) و سپس در بنادر امام و ماهشهر (۲۷/۶ درصد) در جنوب بوده است. این در حالی است که از سهم ۹/۷ درصد بنادر شمال، بیشترین درصد شناور بالای هزارتن ۴/۵ درصد مربوط به بندر نوشهر میباشد.

۲-۱ - ۳- عملیات شناورهای نفتی و غیر نفتی

تولید جهانی نفت حدود ۳ بلیون تن در سال می باشد که حدود ۶۰ درصد آن از طریق دریاها حمل و نقل می شوند. خلیج فارس حامل ۶۰ درصد ذخایر نفت دنیا بوده که این امر باعث شده تا بیش از ۴۰ درصد از صادرات جهانی نفت را به خود اختصاص دهد که تمامی آن از طریق تنگه هرمز صورت می گیرد (فداکار، ۱۳۸۶). ترکیبات نفتی از طریق مختلف وارد دریاها می شوند که حدود ۱/۷ تا ۸/۸ میلیون تن نفت در سال میباشد. این ترکیبات در اثر تخلیه عمدی، تصادفات دریایی، جابه جایی نفت، اسکراب کشتی ها، تعمیر شناورها، آب موتورخانه، قاقاق سوخت (که اخیراً "در سواحل خلیج فارس بسیار رایج شده) صورت می گیرد (فداکار، ۱۳۸۶). فعالیتهای نفتی در بنادر امام خمینی، ماهشهر، آبادان، شهید رجایی، شهید باهنر، بوشهر و شهید بهشتی و همچنین پایانه های نفتی جزایر خارک، لاوان و سیری در جنوب و بنادر انزلی، امیرآباد، نوشهر و نکاء در شمال انجام میشود.

در نمودارهای شماره ۱ و ۲، مجموع فعالیتهای مربوط به بارگیری و تخلیه نفتی و غیرنفتی بنادر کشور در شمال و جنوب در دوره ده سال ۱۳۷۶-۱۳۸۶ ارائه شده است.

مطابق آمار، تخلیه فراورده های نفتی و غیر نفتی از سال ۱۳۷۶ تا ۱۳۸۵ تقریباً روند افزایشی داشته و فراورده های نفتی از ۲۵ میلیون تن در سال ۱۳۷۶ به ۴۲ میلیون تن و فراورده های غیر نفتی از ۱۳ میلیون تن به ۲۸ میلیون تن در سال ۱۳۸۵ افزایش یافته است.

فعالیت‌های نفتی در بنادر امام خمینی، ماهشهر، آبادان، شهید رجایی، شهید باهنر، بوشهر و شهید بهشتی در جنوب و بنادر انزلی، امیر آباد، نوشهر و نکاء در شمال انجام میشود. طبق آمار سال ۱۳۸۴، بیشترین فعالیت نفتی ثبت شده در بندر شهید رجایی است. همانگونه که در جداول ارائه شده است، علت آن ناشی از بالا بودن میزان صادرات، واردات و خصوصاً "کاپوتاژ نسبت به سایر بنادر است.

طبق آمار سال ۱۳۸۴، فعالیت‌های غیرنفتی در بنادر امام خمینی، ماهشهر، آبادان، خرمشهر، شهید رجایی، شهید باهنر، لنگه، بوشهر، شهید بهشتی و شهید کلاتری در جنوب و بنادر انزلی، امیر آباد، نوشهر و نکاء در شمال انجام میشود. بیشترین فعالیت غیر نفتی در بنادر شهید رجایی و امام خمینی در جنوب و بندر انزلی در شمال بوده است. سهم حمل و نقل نفت از طریق خلیج فارس حدود ۶۰۰ میلیون تن در سال می‌باشد. سالانه حدود نیم میلیون تن نفت از طریق جابه‌جایی این محصول توسط نفتکش‌ها و یا حوادث به محیط زیست دریایی راه پیدا می‌کند. بسیاری از موارد نیز آلودگی نفتی ناشی از جابه‌جایی نفت نیز در خلیج فارس گزارش شده است. طی سال‌های ۱۳۷۹ تا ۱۳۸۰ حدود ۱۳ مورد لکه نفتی با وسعت بیش از یک کیلومتر مربع در تنگه هرمز گزارش شده است.

علاوه بر آن قاچاق گازوئیل طی ۱۰ سال اخیر توسط شناورهای غیراستاندارد نیز سهم آلودگی نفتی را افزایش داده است. برآورد دقیق از تخلیه مواد نفتی در این خصوص امکان‌پذیر نبوده اما در حال حاضر در تمامی خورها و نواحی کم‌عمق ساحی شرق هرمزگان این امر به وقوع می‌پیوندد.

طی ۶ ماه نخست سال ۱۳۸۶، جزیره خارک دارای بیشترین بارگیری نفتی بوده (۲۱۱۷۳۰ تن)، بنادر ماهشهر، شهید رجایی، سیری، لاوان، شهید باهنر، امام خمینی و بوشهر با اختلاف بسیار در رتبه‌های بعدی قرار می‌گیرند. این میزان برای بقیه بنادر صفر می‌باشد.

طی ۶ ماه نخست سال ۱۳۸۶، بندر شهید رجایی دارای بیشترین بارگیری غیر نفتی بوده (۶۲۶۵۴۹۱) و بنادر امام خمینی، خارک، شهید باهنر، خرمشهر، لنگه، بوشهر، آبادان، ماهشهر، لاوان و سیری با اختلاف نسبتاً زیادی در رتبه‌های بعدی قرار می‌گیرند. این میزان برای بقیه بنادر صفر می‌باشد.

طی ۶ ماه نخست سال ۱۳۸۶، بندر شهید رجایی دارای بیشترین تخلیه نفتی بوده (۱۹۹۷۶۶۳۳) و بنادر شهید بهشتی، بوشهر، ماهشهر، خارک، شهید باهنر و امام خمینی با اختلاف زیادی در رتبه‌های بعدی قرار می‌گیرند. این میزان برای بقیه بنادر و صفر می‌باشد طی ۶ ماه نخست سال ۱۳۸۶، بندر امام خمینی دارای بیشترین میزان (حجم و تعداد) تخلیه غیر نفتی بوده (۱۵۵۶۴۸۰۸) و بنادر شهید رجایی، بوشهر، شهید باهنر، خارک، خرمشهر، لنگه، شهید بهشتی، سیری، ماهشهر، شهید کلاتری، لاوان و آبادان در رتبه‌های بعدی قرار می‌گیرند. (کلیه مقادیر در واحد تن می باشد)

طی ۶ ماه نخست سال ۱۳۸۶، بندر شهید رجایی دارای بیشترین تعداد کشتی وارده بوده و پس از آن خارک، امام خمینی، ماهشهر، شهید باهنر، لاوان، بوشهر، سیری، خرمشهر، لنگه، شهید بهشتی، شهید کلاتری و آبادان در رتبه‌های بعدی قرار می‌گیرند.

طی ۶ ماه نخست سال ۱۳۸۶، بندر شهید باهنر دارای بیشترین تعداد کشتی‌های داخلی وارده بوده و پس از آن بنادر شهید رجائی، امام خمینی، ماهشهر، لنگه، خرمشهر، بوشهر، شهید بهشتی و شهید کلانتری در رتبه‌های بعدی قرار می‌گیرند. این تعداد برای بندر آبادان صفر می‌باشد.

طی ۶ ماه نخست سال ۱۳۸۶، بندر شهید رجائی دارای بیشترین تعداد کشتی‌های خارجی وارده بوده و پس از آن بنادر امام خمینی، ماهشهر، بوشهر، خرمشهر، شهید باهنر، شهید بهشتی، شهید کلانتری و آبادان در رتبه‌های بعدی قرار می‌گیرند. این تعداد برای بندر لنگه صفر می‌باشد.

بندر شهید رجایی و بندر خارک با متوسط روزانه ۷ کشتی دارای ترافیک بیشتری در مقایسه با دیگر بنادر جنوب کشور دارا هستند. در سال ۱۳۸۵ و شش ماهه اول سال ۱۳۸۶، در بین بنادر جنوب کشور، نرخ روزانه کشتی، پس از بندر شهید رجایی به ترتیب، بندر خارک و امام خمینی به لحاظ بیشترین نرخ و رود روزانه کشتی در رتبه های ۲ و ۳ قرار دارند.

عملیات شناورهای کانتینری

ماخذ: عملکرد سازمان بنادر و کشتیرانی در سال ۱۳۸۴

در مجموع عملیات کانتینری در بنادر جنوب تقریباً "دو برابر شمال است که ناشی از قرار گرفتن این بنادر (جنوب) در سواحل خلیج فارس به عنوان مهمترین آبراهه حمل و نقل دریایی کشور و منطقه می‌باشد (سازمان بنادر و کشتیرانی در سال ۱۳۸۴).

بر اساس اطلاعات موجود، طی یک دوره ده ساله (۸۴-۱۳۷۵) عملیات کانتینری در بندر عباس <امام خمینی >بوشهر< چابهار در جنوب بوده است. در شمال نیز عملیات کانتینری به ترتیب نوشهر و نکاء< انزلی >امیر آباد ثبت شده است.

۱- ۲- ۴ عملیات شناورهای مسافری

اطلاعات جمع بندی شده مربوط به شناورهای مسافربری در بنادر جنوب و شمال کشور نشان می‌دهد فعالیت های مسافری عمدتاً در بنادر جنوب کشور انجام میگردد و این فعالیتها اکثراً در بنادر استان هرمزگان متمرکز می‌باشد.

عملیات شناورهای ماهیگیری (صیادی)

تعداد شناورهای ماهیگیری در بنادر جنوب بسیار بالاتر از شناور های شمال است. تعداد شناورها در طی سالهای ۷۵ تا ۸۴ در بنادر جنوب افزایش یافته است.

تردد کشتی‌ها در دریاها همانند دیگر فعالیت‌های انسانی با اثرات مخرب زیست محیطی همراه است. کشتی‌ها در جهان بیش از ۲۵۰۰ نوع ترکیبات سمی و خطرناک را جابه‌جا می‌کنند و سالانه حدود ۱۰۰ ترکیب به آنها اضافه می‌شود که دارای مشخصه‌هایی همچون تجمع زیستی در بافت‌ها، ایجاد سموم در محیط آبی است و برای پستانداران دریایی سوزش و خارش چشم و پوست به وجود می‌آورد. مضافاً اینکه در یک کشتی بزرگ روزانه ۱۵ گالن مواد سمی تولید می‌شود که ناشی از رنگ‌کاری، شوینده‌ها، رنگ‌برها، باتری‌ها، مواد عکاسی و غیره می‌باشند. آنچه باید بدان توجه نمود حجم بسیار مواد خطرناکی است که توسط کشتی‌ها حمل می‌شوند و در نتیجه چنانچه دچار حادثه شوند امکان ایجاد فجایع بزرگ زیست محیطی را دارند. حادثه غرق شدن کشتی کاپتان ساخاروف در حوالی جزیره لاوان که حامل ترکیبات سموم دفع آفات کشاورزی بوده، از جمله این موارد می‌باشد. طی سال‌های گذشته تصادفات فراوانی در خلیج فارس به وقوع پیوسته که باعث تخلیه مقادیر فراوانی نفت خام و یا نفت کوره به دریا شده است (فداکار، ۱۳۸۶). بسیاری از موارد نیز آلودگی نفتی ناشی از جابه‌جایی نفت نیز در خلیج فارس گزارش شده است. طی سال‌های ۱۳۷۹ تا ۱۳۸۰، حدود ۱۳ مورد لکه نفتی با وسعت بیش از یک کیلومتر مربع در تنگه هرمز گزارش شده است. علاوه بر آن قاچاق گازوئیل طی ۱۰ سال اخیر توسط شناورهای غیراستاندارد نیز سهم آلودگی نفتی را افزایش داده است. برآورد دقیق از تخلیه مواد نفتی در این خصوص امکان‌پذیر نبوده اما در حال حاضر در تمامی خورها و نواحی کم‌عمق ساحلی شرق هرمزگان این امر به وقوع می‌پیوندد (فداکار، ۱۳۸۶). گسترش روزافزون حمل و نقل دریایی نفت در سال‌های اخیر، خطر روزافزون آلودگی دریایی در نتیجه حوادث نفتکش‌ها را بیشتر کرده است.

خلیج فارس به خاطر موقعیت استراتژیک خود محل عبور بیش از ۶۰ درصد نفت خام مورد نیاز جهان می‌باشد که از کنار جزیره هرمز عبور می‌کنند. جابه‌جایی چنین حجم عظیمی از نفت و فرآورده‌های آن نیازمند سازماندهی ترابری نفتکش‌ها و سوپرتانکرها در منطقه است. علاوه بر نفتکش‌ها کشتی‌های متعدد حامل کالاهای در این آبراه رفت و آمد می‌کنند. بدیهی است در چنین تراکمی تردد و تصادفات دریایی اجتناب‌ناپذیر است. روزانه حدود یکصد کشتی نفتکش، نفت منطقه را از ۲۵ پایانه نفتی واقع در محدوده دریایی بارگیری کرده و از تنگه هرمز عبور می‌کنند که تعداد آنها در سال بین ۲۰ تا ۳۰ هزار نفتکش می‌باشد و سالانه چند هزار تن مواد نفتی از این کشتی‌ها به طرق مختلف به دریا تخلیه می‌شود و باعث به خطر افتادن اکوسیستم حساس ساحلی و مناطق با ویژگی‌ها خاص زیست محیطی (مناطق حساس نظیر جوامع مرجانی، زیستگاه پرندگان در جنگل حرا و ... می‌گردد).

طبق آمار به دست آمده به ازای ۵ تا ۱۰ دقیقه یک شناور از تنگه هرمز عبور می‌کند و خلیج فارس یکی از شلوغ‌ترین دریاهای جهان به شمار می‌رود. این شناورها شامل سوپر تانکرهای ۵۰۰ هزارتنی، کشتی‌های فله بر ۳۰۰ هزارتنی تا شناورهای صیادی لنج‌ها و قایق موتوری می‌باشد. شناورهایی که بر سطح آب تردد می‌کنند

همگی دارای موتورهایی به حجم بسیار بالا می‌باشند که در هنگام تعویض روغن موتور آن را به دریا سرازیر می‌کنند (فداکار، ۱۳۸۶)

گسترش روزافزون حمل و نقل دریایی به خصوص حمل نفت در سال‌های اخیر، خطر روزافزون آلودگی دریایی در نتیجه حوادث شناورها را بیشتر کرده است. برای به حداقل رساندن سوانح بایستی مقاومت کشتی‌ها را افزایش داد. بدین منظور، دست‌اندرکاران صنایع وابسته دریایی معتقدند، رنگ اکوسپید پوششی محافظ است که علاوه بر خاصیت محافظتی در برابر آسیب و ضربه، خاصیت ضد جلبکی هم دارد. درون این رنگ گردهایی از شیشه به صورت معلق (سوسپانسیون) قرار دارد.

این رنگ نسبت به نفوذ آب بسیار مقاوم است. از سوی دیگر وجود گردهای شیشه باعث شود که رنگ به صورت لایه‌ای محکم و ضخیم (همانند چرم) سطح مورد نظر را فرا گیرد و میزان خوردگی آن را به حداقل برساند و از طرفی میزان مقاومت بدنه را نیز بالا ببرد. با وجود این مزایا، از رنگ اکوسپید برای بدنه کشتی، عرضه، مخازن، آب‌توازن، سکان و پروانه کشتی‌ها استفاده می‌کنند.

۱ - ۲ - ۶- خطاها و اشتباهات انسانی

مطابق تحقیقات انجام شده، مشخص گردیده است که حدود ۸۰ درصد حوادث و سوانح دریایی، ناشی از عوامل انسانی است. ۲۰ درصد باقیمانده که ناشی از عوامل فن آوری است که در واقع متأثر از نحوه بهره‌برداری نیروی انسانی از سیستم‌های نوین می‌باشد. البته پارامترهایی چون خستگی و عدم تمرکز، فراموشی و شرایط محیطی نیز بر کارایی و توانایی عامل انسانی تأثیر سوء می‌گذارد.

۱ - ۲ - ۷- نشت نفت

معمولاً "تصور می‌شود که مهم‌ترین دلیل آلودگی نفتی، تصادم یک کشتی نفتکش و در نتیجه نشت نفت به دریا باشد که آلودگی دریاها را موجب می‌شود و سهم مهمی را به خود اختصاص داده است. اگر چه تصادم و آسیب دیدگی نفتکش‌ها عامل مهمی در نشت نفت محسوب می‌شود. اما بر اساس برآورد جهانی، میزان ۷۰ درصد نشت نفت در جهان در عملیات روزمره بنادر رخ می‌دهد. منبع خطاهای انسانی مانند عدم اتصال صحیح شیلنگ‌های تخلیه و بارگیری و یا نواقص فنی مانند خراب بودن واشرها، می‌تواند عمده‌ترین دلایل بروز آلودگی نفتی ناشی از نفتکشها در بنادر به حساب آید. سایر دلایل نشت نفت در بنادر ممکن است به هنگام

تخلیه آب از آب شیرین کن ها و یا سایر تجهیزاتی که نفت در آنها کاربرد دارد، (مانند دکلهای حفاری از سکوه‌های شناور حفاری و کشتیها) رخ دهد.

در جدول ۱-۶ میزان نفت تخلیه شده در دریا را که طی سالهای ۸۴-۱۳۷۹ در سواحل استان هرمزگان رخ داده است، در مناطق مختلف نشان داده است.

جدول ۱-۶: نفت تخلیه شده در دریا از طریق کشتی ها در سواحل استان هرمزگان، ۸۴-۱۳۷۹ (واحد: تن)

نام کشتی	محل حادثه	میزان نفت تخلیه شده
استرولوپوس	کوه مبارک	۴۰۰
طوفان	ساحل گرزه	۱۰۰۰
تبریز	بندرعباس	۲۰۰
بارج پهلوان	هنورابی	۵۰۰
جهاد فانوس	بندرعباس	۷۰۰
بارج فانوس ۲	بندر چارک	۵۰۰
قزوین	بندرعباس	۵۰۰
بادبان	بندرعباس	۱۶۰

ریزشهای نفتی در آب معمولاً به دو صورت پایدار و ناپایدار وجود دارد، که در حالت ناپایدار نفت به سرعت تمایل به پراکندگی در سطح آب دریا داشته و نوع پایدار که چنین تمایلی را نسبت به سطح آب ندارد. نفتهای ناپایدار معمولاً به صورت نفت سفید با ضریب ثقل کمتر از ۰/۸ می‌باشند. نفتهای پایدار نیز به صورت نفت سیاه و با ضریب ثقل بیش از ۰/۸ می‌باشند.

تغییرات فیزیکی و شیمیایی که بر روی ریزشهای نفتی تحمیل می‌شود در مجموع هوازدگی نامیده می‌شود. که بترتیب شامل تبخیر، فروپاشی، پراکنده شدن، امولسیون، انتشار و پراکندگی، تجزیه بیولوژیکی و ترسیب

می‌باشند. آگاهی از این فرایندها و چگونگی واکنش آنها جهت تغییر ماهیت و ترکیب نفت با گذشت زمان برای تهیه و آماده کردن طرح احتمالی واکنش در مقابل اثرات ریزش نفت و سرنوشت آن با ارزش می‌باشد. همچنین، آگاهی از اثرات بادهای و جریانهای محلی برای تعیین سرعت پخش یک لکه ارزشمند می‌باشد. در خلیج فارس، بدلیل افزایش دمای هوا، بخشهای سبکتر ریزشهای نفتی در آب تبخیر می‌شوند. آلودگی بالای نفت ناشی از جنگ خلیج فارس منجر به تجمع بالایی از باکتریها جهت تجزیه بخشهای سنگین‌تر نفت شده است. شایان ذکر است که جریان محلی آب در خلیج فارس از سمت جنوب شرقی (بر خلاف جهت عقربه های ساعت) می‌باشد که از سواحل ایرانی به سمت شمال غرب حرکت می‌کند.

۱-۲-۸- آب توازن

یکی از مشکلاتی که صنعت کشتی سازی و مالکان کشتیها با آن روبرو می‌باشند، حفظ تعادل کشتی در زمانی است که کشتی فاقد بار می‌باشد. برای حل این مشکل معمولاً در تانکهای ویژه در شناورها از آب استفاده می‌گردد که با جابه‌جایی گونه‌ها و تخلیه و بارگیری آن اثرات زیست محیطی مهمی را بر جای می‌گذارد و باعث تخریب جبران ناپذیر زیست دریایی شده و میلیاردها دلار خسارت برای کشورها به وجود می‌آورند. تعجب آور نیست که امروزه بخش زیست محیطی بانک جهانی تهاجمات زیست دریایی را به عنوان یکی از چهار تهدید اصلی اقیانوسها به شمار آورده است. در مجموع تخمین زده می‌شود که سالانه حدود ۱۰ میلیارد تن آب توازن به همراه ۱۰ هزار گونه موجودات ذره بینی دریایی جابه‌جا می‌گردند. همان طور که کشتیها سریع و سریع‌تر حرکت می‌کنند، رسوب موجودات ذره بینی دریایی در تانکهای آب توازن و در نتیجه میزان تهاجم و غلبه بر گونه‌های بومی نیز بیشتر شده است. برخلاف آلودگی نفتی که قابل پاکسازی است، اثرات گونه‌های مهاجم اجتناب ناپذیر بوده و بسیاری آنها تهدیدی مهم در امر شیلات و دریانوردی در قرن اخیر خوانده‌اند. صدها و یا هزاران گونه مهاجم در آب توازن کشتیها وجود دارد که برخی از مهمترین آنها که صدمات اقتصادی، بهداشتی و زیست محیطی عمده‌ای در دنیا بوجود آورده‌اند (Clarke et al., 2003).

۱-۲-۹- موجودات آبی مضر و بیماری‌زا

بر اساس سند MEPC ۴۸/۲ (کنواکسیون حفاظت از محیط زیست دریا)، موجودات آبی مضر و بیماری‌زا به موجوداتی اطلاق می‌شود که در صورت ورود به دریا و آب‌های شیرین ممکن است سلامت انسانی را به

خطر انداخته، و به منابع زنده و آبرزی، زیستگاه‌های طبیعی، تنوع زیستی آسیب رسانده و در استفاده مشروع از دریا اختلال ایجاد نماید (بخشی از پیش‌نویس کنوانسیون). یکی از ویژگی‌های اغلب موجودات مضر آبرزی و بیماری‌زا، قابلیت تبدیل به گونه‌های مهاجم است به‌طوری که زیستگاه طبیعی گونه‌های بومی را اشغال کرده و جایگزین آنها می‌شوند. به‌همین خاطر اغلب به آنها مهاجمان آبرزی می‌گویند. گاهی اوقات نیز آنها را با نام گونه‌های غیربومی می‌خوانند.

جابه‌جایی گونه‌های جانوری، عوامل بیماری‌زا، تخلیه مواد نفتی و فلزات سنگین مهم‌ترین آثار زیست محیطی آب توازن محسوب می‌شوند. این امر در خلیج فارس بسیار اثرگذار بوده است. کشتی‌ها و به‌خصوص تانکرهای نفتکش هنگام ورود به خلیج فارس به علت شرایط امن دریایی اقدام به تخلیه آب توازن می‌کنند. این اقدام اغلب در محدوده تنگه هرمز صورت می‌گیرد. روزانه صدها هزار تن آب توازن بدین روش به خلیج فارس تخلیه می‌شود. ورود نفت از این طریق مهم‌ترین اثر زیست محیطی محسوب می‌شود. براساس برآوردهای صورت گرفته از یک نفتکش ۲۰۰ هزار تنی، می‌تواند آب توازنی توام با ۸۰۰ تن نفت به دریا تخلیه شود. مطالعات در جزیره سیری بیانگر تخلیه حدود ۳۰۰ هزار تن آب توازن در ماه می‌باشد (Clarke et al., 2003).

ورود گونه‌های مهاجم از این طریق نیز در بسیاری از کشورها باعث خسارات چشمگیر و سنگین به اکوسیستم‌های حساس ساحلی و دریایی شده است. ورود ستاره دریایی ۱۲ بازو (*Acanthaster planci*) به آبهای خلیج فارس از جمله این آثار می‌باشد. این ستاره دریایی با تغذیه از مرجان‌ها تخریب اکوسیستم‌های مرجانی را به همراه دارد.

تخلیه آب توازن بر حسب قوانین و مقررات در محیط‌های دریایی صورت می‌گیرد، بطوری که تخلیه آن در نواحی ساحلی ممنوع و در فاصله ۱۲ مایلی ساحل با غلظت ۱۵ قسمت در میلیون نفت است. در فواصل بعد از آن باید با غلظت ۱۰۰ قسمت در میلیون نفت به محیط تخلیه شود (Clarke et al., 2003).

محیط زیست ساحلی سیستم طبیعی تکامل یافته‌ای بوده که در برگیرنده پیچیده‌ترین و در عین حال غنی‌ترین بوم سامانه‌ها مولد روی کره زمین می‌باشد. این ناحیه، به شدت آسیب پذیر بوده و از آنجا که پذیرنده آلاینده‌های خشکی و دریا می‌باشد، در معرض تهدید دائمی قرار دارد. آلودگی دریاها و تاثیر فعالیت‌های خشکی که ماحصل پیامد توسعه اقتصادی- اجتماعی در خط ساحلی و حوضه‌های آبریز آن می‌باشد، از مسائل مهم دنیای امروز است، که به طور مستقیم زیستگاه‌های ساحلی را تحت تاثیر قرار می‌دهد.

بروز چنین حوادثی باعث گردیده انسان از دیرباز سعی در قانونمند نمودن رابطه فرد با ناحیه ساحلی به منظور حفاظت پایدار از ارزشهای زیست محیطی آن نماید. یکی از اقدامات در خصوص این زمینه برنامه‌ای بود که در سال ۱۹۸۶ (۱۳۶۵) از سوی سازمان بین المللی دریانوردی (IMO) با طرح شناسایی مناطق اکولوژیک در سواحل آب‌های آزاد است که در برابر فعالیت‌های انسانی حساس و آسیب پذیر می‌باشند و نیاز به حفاظت ویژه دارند. این امر در کنفرانس سران زمین در ریو در سال ۱۹۹۲ (۱۳۷۱) مجدداً مورد تاکید قرار گرفت و

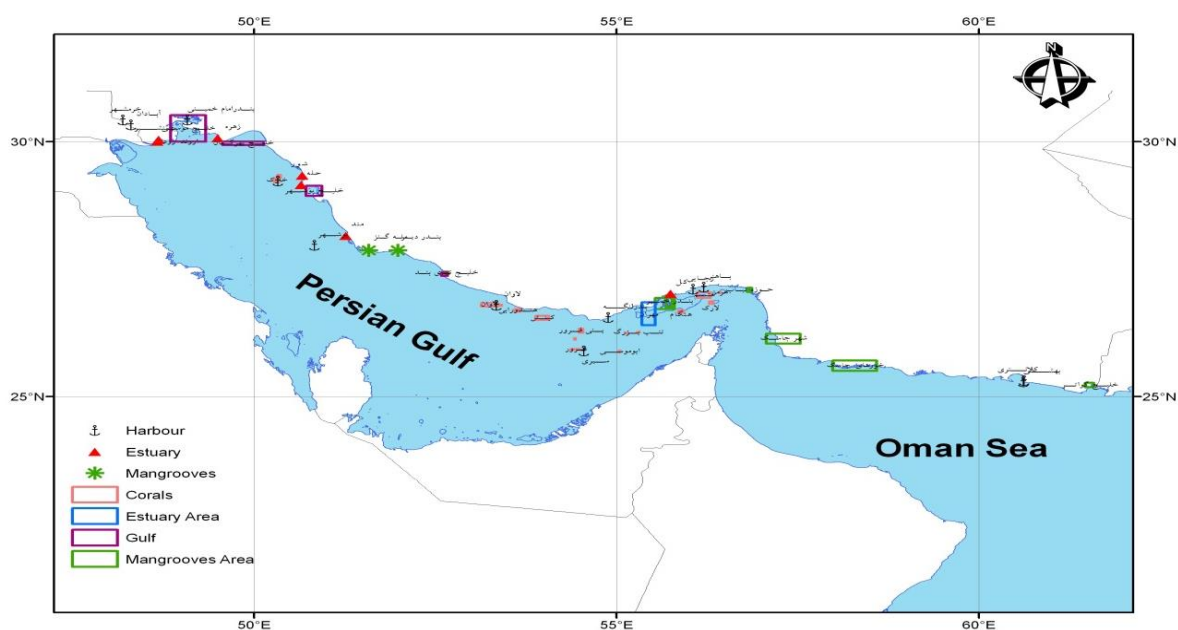
در ماده ۱۳ از فصل ۱۷ دستور کار ۲۱ ريو در بخش حفاظت محيط زيست دريائي در مقابل عمليات كشتيراني به صراحت مسئله شناسايي مناطق حساس دريائي مطرح و از دولت ها خواسته شد كه اقدامات مناسب را در اين زمينه به انجام رسانند

در مجموع، مناطق حساس دريائي كه مي توانند در سواحل آبهاي داخلي، آبهاي سرزميني، منطقه انحصاري و اقتصادي و آبهاي آزاد شناسايي و انتخاب گردند، نواحي هستند كه واجد منابع حساس ساحلي و دريائي و يا وابسته به دريا بوده و اين حساسيت به واسطه تنوع زيستي، غناي جمعيت جانداران، وجودگونه هاي در معرض خطر، گونه هاي در حال انقراض، گونه هاي آسيب پذير، گونه هاي كمياب، واقع شدن اجتماعات حياتي در آستانه تحمل اكولوژيك، حساسيت به آلاينده ها، كندى ترميم زيست محيطي آسيب هاي وارده و مشكلات ناشي از پاكسازي آلاينده هاي محيطي ايجاد مي گردد.

بر اساس تحقيقات انجام شده در ايران در مورد شناسايي مناطق و منابع حساس دريائي و ساحلي، اين مناطق و منابع به دو گروه متمايز به صورت ذير تفكيك مي گردد:

- گروه منابع حساس زيستي: شامل جنگل هاي حرا، آبسنگ هاي مرجاني و همچنين لاک پستان دريائي و پرندگان آبي، گياهان دريائي و پستانداران دريائي.

- گروه منابع حساس فيزيكي: شامل ساختمان فيزيكي سواحل در زير بخش هاي سواحل گلي، ماسه اي، سنگي و اشكال هيدرولوژيك کرانه در گروه هاي آبشناختي، مصب، خور و خليج كوچك. شرح مربوط به منابع حساس زيستي شامل لاک پستان دريائي، پرندگان آبي، پستانداران دريائي و گياهان دريائي در بخش آمده است. در اين بخش مناطق و منابع حساس دريائي و ساحلي خليج فارس شامل آبسنگ هاي مرجاني، جنگل هاي حرا، پهنه هاي گلي، سواحل شني و ماسه اي، کرانه هاي صخره اي، خورها، مصب ها و خليج هاي كوچك بررسي مي شوند. در شكل ۱ - ۲ مهمترين زيستگاه هاي حساس و آسيب پذير جنوب کشور ارائه شده است.



شكل ۱ - ۲: موقعيت نواحي حساس دريائي در آبهاي خليج فارس و دريای عمان

بر اساس آمار موجود، به ازای هر ۱۰ دقیقه یک شناور از تنگه هرمز عبور می‌کند. برآورد تقریبی سالانه حدود ۲۵ هزار شناور می‌باشد. محاسبات نشان می‌دهد ۲ کیلوگرم زباله به ازای هر فرد بر روی شناورها تولید می‌شود که شامل انواع قوطی کنسرو، بطری شیشه‌ای، قوطی رنگ، رنگ‌های تراشیده شده، کاغذ، کارتن، پلاستیک، باتری، تخته پاره و ... می‌باشند. بر اساس آمار ارائه شده از IMO سالانه ۶/۵ میلیون تن انواع زباله از طریق کشتی‌ها وارد محیط زیست دریایی می‌گردد. این میزان شامل آن دست از مواد زائد جامد و مایع تخلیه شده که به صورت غیر قانونی انجام می‌شود، نمی‌گردد. وجود زباله در خط ساحلی خلیج فارس و دریای عمان و به خصوص سواحل جزایر، بیانگر تخلیه مقادیر متناهی از این گونه مواد به دریا می‌باشد. بخش قابل توجهی از زباله‌های تخلیه شده توسط کشتی‌ها به دریا در بستر دریا رسوب می‌کنند. در برخی نقاط رسوب زباله در بستر دریا علاوه بر مشکلات زیست محیطی اثرات مخربی بر فعالیت‌های صیادی نیز دارد. به طوری که در برخی تورکشی به صورت ترال کف تا ۷۰ درصد از محتویات تور را زباله تشکیل می‌داده و عملاً "عدم موفقیت در تورکشی را به همراه داشته است. ورود برخی زباله‌ها همانند پلاستیک علاوه بر ماندگاری فراوان، سرطان‌زایی و ... مرگ و میر مستقیم آبزی را نیز به همراه داشته است. برای مثال ۵۹ درصد از مرگ و میر لاک‌پشت‌های مدیترانه در اثر بلع پلاستیک صورت پذیرفته است.

۱-۲-۱۱- تخلیه مواد زاید کشتی‌ها در دریا

فاضلاب تخلیه شده کشتی‌ها از قسمت‌هایی همچون حمام، دستشویی، آشپزخانه و رخت‌شورخانه به دریا صورت می‌گیرد که حامل شوینده‌ها، رنگ برها، مواد آلی، میکروب‌ها و عوامل بیماری‌زا است. اگر میزان تولید فاضلاب توسط یک انسان را حدود ۸۰ لیتر در روز در نظر بگیریم، یک کشتی مسافربر ۱۰۰۰ نفری با خدمه روزانه ۱۰۰ تن فاضلاب تولید می‌کند. تخلیه فاضلاب در محدوده‌های ۱۲ مایلی ساحل باید صورت پذیرد. اما محدوده خلیج فارس به علت کمی عمق و عرض کم، در هر منطقه که تخلیه شود باز هم می‌تواند نواحی حساس و مناطق ساحلی را در معرض تهدید قرار دهد.

مشکل عمده موجود در این بخش فعالیت بیش از ۵ هزار لنج صیادی، ۳۰۰ کشتی صنعتی صیادی و شناورهای کوچکی است که عمدتاً "در نواحی ساحلی فعال می‌باشند و تابع قوانین و مقررات زیست محیطی نبوده و فاضلاب خود را مستقیم به دریا تخلیه می‌کنند.

علاوه بر آن آب مورد استفاده جهت خنک کردن موتور و آب شیرین‌کن‌های کشتی‌ها نیز مقادیر بسیار زیادی پساب تولید و به دریا روانه می‌کنند. یک نفتکش ۲۰۰ هزار تنی روزانه حدود ۲۵۵ هزار گالن آب سیستم

خنک کننده را به دریا سرازیر می‌کند. آب سیستم‌های خنک کننده حامل مواد نفتی، فلزات سنگین بوده و با دمایی بیش از دمای محیط وارد دریا می‌شوند.

زباله، فاضلاب انسانی، آب خن شناورها، باقی مانده مواد شیمیایی فله و نفت جزو طبقه بندی موادی است که بر اساس کنوانسیون مارپول ۷۳/۷۸ تخلیه آنها در دریاهای خاص ممنوع بوده و عملیات جمع آوری و انتقال باید صورت پذیرد. در کشورهایی که عضو مارپول نشده و از ضوابط داخلی منسجمی در این خصوص بهره نمی‌برند، ورود این مواد زاید اکوسیستم محلی و منطقه ای را در کشورهای مقصد مورد تهدید قرار می‌دهند. صیادان سنتی و محلی به دلیل فقر فرهنگی به تخلیه مواد زاید جامد نظیر بقایای تور و طناب و بویه، آب فن شناورها، فاضلاب انسانی شناورها و زباله های باقی مانده غذایی نظیر قوطی های کمپوت و کنسرو و.... به دریا مبادرت می‌ورزند.

خوشبختانه در ایران کنوانسیون مارپول از بهمن ماه سال ۱۳۸۰ به صورت قانونی درآمد و به سبب اجرایی شدن آن مناطقی از جنوب کشور به صورت پایانه دریافت مواد زاید تبدیل شده اند، ولی این مشکل درخصوص کشتیرانی دریای خزر و صیادان سنتی به قوت خود باقی است (Clarke et al., 2003).

۱-۲- اسکراب کشتی ها

برای اسقاط کشتی های قدیمی عملیات اسکراب و به گل زدن کشتی در سواحل صورت می‌گیرد، سپس کشتی اوراقی قطعه قطعه گردیده و قطعات فولادی آن به شرکتهای ذوب آهن و فولاد فروخته می‌شود. این عملیات، آلودگی بسیار زیادی را به سواحل و محیط زیست اطراف تحمیل می‌کند.

حداقل ۹۵٪ وزن یک کشتی اقیانوس پیما شامل فولاد با کیفیت بالا می‌باشد. ۵٪ باقیمانده ترکیبات فلزی غیر آهنی، رنگ ها و پوشاننده ها، مواد عایق بندی، کابل های الکتریکی، دیواره های کابین ها، کفپوش ها و غیره می‌باشند. هدف اصلی اوراق سازی این کشتی ها، بازیافت فولاد است. علاوه بر این، بقایای سوخت کشتی، روغن ها و مایعات عایق بندی با مقادیر قابل ملاحظه ای موجود می‌باشند که می‌بایست از کشتی های شکسته خارج شوند. در دهه ۱۹۷۰ زمانی که هنوز ممنوعیت استفاده از مواد خطرناک وجود نداشت، مواد بر طبق حداکثر کارایی انتخاب می‌شدند. در این کشتی ها از آزبست، مواد ضدخوردگی مانند اکسید سرب و کرومات روی و رنگهای ضد رشد ارگانیسم که شامل جیوه، آرسنیک و تری بوتیل قلع بودند، استفاده می‌شد. حمل مواد حاوی آرسنیک می‌تواند باعث ایجاد مسمومیت شود. آرسنیک یک سم عصبی است که باعث اختلالات عصبی، سرطان کبد و پوست می‌شود.

زمانی که کشتی ها اوراق می‌شوند، کارگران بطور غر قابل اجتناب با مواد سمی در تماس هستند. همچنین انجام این عملیات در نواحی جزر و مدی باعث آلودگی آب دریا، هوا و خاک می‌شوند. آلاینده های سمی و

سرطان‌زایی که در حال حاضر استفاده از آنها ممنوع شده، به چنان میزان بالایی در کشتی‌های قدیمی می‌رسد که این کشتی‌های از رده خارج شده را بایستی به عنوان مواد زاید سمی در نظر گرفت. بر اساس مذاکرات انجام شده با کارشناسان مربوط به واحد بندری سازمان بنادر و کشتیرانی و همچنین موضوعات مطرح شده در جلسات ادواری MEPC هر ساله در اداره کل ایمنی و حفاظت دریا سازمان بنادر برگزار می‌شود. به دلیل اینکه اسکرپ شناورها ممنوع می‌باشد. لذا هیچگونه مجوزی در خصوص انجام این کار صادر نمی‌گردد و لذا هر گونه فعالیت مشاهده شده غیر قانونی و بدون گزارش می‌باشد. هرچند تاکنون گزارش‌های غیر مستند از مشاهده انجام این فعالیت در خصوص شناورهای کوچک در تعدادی از بنادر وجود دارد. همچنین اسکرپ یا تعمیر و بازسازی شناورها در حد قایق بسیار معمول می‌باشد.

۱ - ۲ - ۱۳ - عملیات لایروبی

برای ایمنی کشتیرانی و باز بودن کانال‌های تردد دریایی چاره‌ای جز لایروبی ادواری مسیرهای ترددی نیست. لایروبی یکی از مخرب‌ترین فرآیندهای اکوسیستم آبی ذخایر آبی است. در مدت لایروبی هزاران مترمکعب لای و لجن از یک نقطه برداشته شده و بدون توجه به معیارها و ضوابط بین‌المللی خاص، در محلی دیگر در دریا و یا خشکی رها می‌شود. این موضوع در سالهای اخیر مورد توجه کشورهای توسعه یافته و بانک جهانی و IMO قرار گرفته است. به گونه‌ای که ضرورت اجرایی کردن کنوانسیون بین‌المللی نظیر کنوانسیون لندن را خواستار شده‌اند. عملیات لایروبی تخریب زیستگاههای طبیعی، افزایش تیرگی آب، کاهش فتوسنتز، کاهش گازهای محلول در آب، انحلال و تعلیق رسوبات کف بستر، رهاسازی عناصر سنگین سمی در ستون آبی را باعث می‌شود و همه این موارد اثرگذاری شدیدی بر اکوسیستم دریایی و کاهش ذخایر آبی دارد. در کشور ما سازمان بنادر و کشتیرانی، شیلات، تشکل‌های نظامی، فلات قاره، پایانه‌های نفتی و مناطق آزاد تجاری و سایر ارگانها و سازمانها عملیات لایروبی را انجام می‌دهند. این عملیات بدون هماهنگی و نظارت ارگانهای آسیب پذیر نظیر شیلات و سازمان محیط زیست انجام می‌شود. لایروبی نیاز به یک برنامه ریزی دقیق و حساب شده دارد که در کنوانسیون بین‌المللی آمده است. لزوم انجام ارزیابی اثرات زیست محیطی (EIA) قبل از انجام لایروبی و تشخیص مکان صحیح گل و لای کاملاً ضروری است.

اثرات لایروبی :

دفن پوشش گیاهی و آبریان کف دریا زیر فضولات لایروبی شده

-گرد آمدن مواد مسموم کننده در یک مساحت کوچک

- خطر مهلک بروز و شیوع بیماریهای واگیردار و اثر مستقیم آن روی انسان.

- از بین رفتن گونه‌های مختلف آبریان

- بروز تغییرات فاحش در زیستگاه و محیط زیست آبریان کف دریا (بخصوص کفزیان)

- بروز تغییرات در تولید مثل آبریان

۱- ۲- ۱۴- آلودگی های جوی ناشی از تردد کشتی ها

بخشی از آلودگی های زیست محیطی که تاکنون در خلیج فارس و آب های سرزمینی کمتر مورد توجه قرار گرفته، آلودگی هوا است. سوخت عمده کشتی ها هیدروکربن های سنگین می باشد که در نهایت باعث تولید NO_x , CO_x , SO_x ، هیدروکربن های نسوخته دوده و ذرات معلق شده و در نهایت به محیط دریا راه می یابند.

مطالعات انجام شده طی سال ۲۰۰۰ (۱۳۷۹) در دریاهای اروپا (دریای بالتیک، سیاه، مدیترانه) نشان می دهد که SO_x تن ۲/۶ و NO_x تن ۳/۶ میلیون تن NO_x از طریق آگروز و دودکش کشتی ها وارد هوا شده است و این حجم آلاینده هوا سمی برابر با ۲۰ تا ۳۰ درصد آلاینده کل اروپا را به خود اختصاص داده است. ورود NO_x در دریای مدیترانه ۲۰-۱۶ میلی گرم بر متر مکعب برآورد شده است. این آلاینده در محیط های دریایی باعث ایجاد پدیده یوتریفیکاسیون شده به طوری که محاسبات انجام شده حاکی از آن است که ۲ هزار تا ۸۰۰ هزار کیلومتر مربع از اکوسیستم های حساس اروپا با این پدیده روبه رو شده اند.

آلودگی هوا توسط یک نفتکش برابر با رفت و آمد ۱۲ هزار خودرو در روز است. کشتی با این ظرفیت قابلیت انتشار NO_x تن ۱/۵، SO_x تن ۱/۳ (برابر با یک کارخانه بزرگ سیمان) ۳۵۲ پوند CO_x ، ۱۰۰ پوند بخار ترکیبات آلی و ۷۵ پوند ذرات معلق در روز را دارد. انتشار PAH (پلی آروماتیک هیدروکربن) از این نوع کشتی ۴۰ برابر یک تریلی است و میزان تولید آن ۳۰ برابر واحد انرژی است. در نتیجه از این نوع کشتی که وارد بندرگاه می شود ۱۲ هزار برابر یک تریلی PAH به هوا منتشر می گردد. آلاینده های هوا همچون CO_x , SO_x , NO_x در اثر ترکیب با رطوبت هوا تولید ترکیبات اسیدی نموده که در نتیجه بسیار خورنده می باشند و از طرفی در اثر رسوب بر سطح دریا باعث افزایش pH محیط های دریایی و به خصوص لایه سطحی می گردند که در محیط زیست دریایی از اهمیت ویژه ای برخوردار می باشند.

این آلاینده ها همراه با عوامل پدیده گرم شدن جهانی، عامل تغییر اقلیم نیز محسوب می شوند و سهمی حدود ۲ درصد را در این خصوص به خود اختصاص داده اند. دی اکسید کربن ناشی از سوخت نفت با مجموعه گازی که در هوا موجود است، ترکیب شده و به آثار گلخانه ای می افزاید، اما اثر آن از دی اکسید کربن که روزانه از زغال سنگ و نفت سوخته شده در نیروگاه ها و غیره تولید می شود کمتر است. اگرچه بستر گازهای گلخانه ای توسط کشتی ها نسبتاً کم بوده، با این وجود، کشتی ها به علت فعالیت جهانی که دارند، این گازها را بیشتر ساخته و IMO درخواست نموده است که انتشار این گازها زیر نظر پروتکل کیوتو در چهارچوب

نشست تغییر اقلیم رسیدگی شود.هیچگونه گزارشی از ثبت آلودگی های ناشی از تردد شناورها در سواحل شمال و جنوب کشور ارائه نشده است و وجود ندارد.

فصل دوم : مروری بر ادبیات تحقیق و پیشینه مطالعات

مطالعات انجام شده در ارتباط با ارزیابی خطر اکولوژیک در داخل اندک بوده و محدود به مطالعات در دست چاپ و انتشار نیافته در پژوهشکده اکولوژی دریای عمان می باشد که توسط مرتضوی در سال ۱۳۹۲ انجام شده است ولی منابع متعدد خارجی وجود دارد که به مطالعه در زمینه ارزیابی خطر اکولوژیک پرداخته است که به برخی از آن ها اشاره می شود.

۲-۱- فلزات سنگین

amponse و Bidone در سال ۲۰۱۳ در مناطق ساحلی اسکاندیناوی از شاخصی بنام پتانسیل خطر اکولوژیک برای ارزیابی کیفیت رسوبات استفاده نمود و برای محاسبه این شاخص از کمیتی بنام Bioproduction Number (BPN) استفاده نمود. مبنای محاسبه این کمیت نسبت نیتروژن به اکسیژن رسوب می باشد که گاهی اوقات می توان به جای این کمیت از مقادیر کلروفیل a موجود در ستمو آب استفاده نمود. در این مطالعه این شاخص برای سواحل Guanabara پایین و مقدار 36 بدست آمد که مقادیر آن برای تک تک فلزات بصورت $PER: Hg=25.4 > Cd=5.7 > Cu=2.8 > Pb=1.2 > Cr=0.3 > Zn=0.2$ بدست آمد.

Yin و همکاران در سال ۲۰۱۱ در دریاچه Taihu در چین به مطالعه منبع فلزات سنگین و ارزیابی خطر اکولوژیک پرداختند که نتیجه آن الگوهای توزیع مکانی متفاوت و فاکتورهای پیچیده کنترلی و نیز منشاء های متفاوتی را برای فلزات سنگین نشان داد. در این مطالعه بین فلزات سنگین بجز کادمیم و فسفر کل همبستگی معنی داری مشاهده شد. همچنین فاضلاب های محلی و نیز پساب های صنایع را منشا نشر جیوه ، مس ، کادمیم ، کرم و سرب به دریاچه دانستند. شاخص های ارزیابی خطر اکولوژیک خطر رسوبات دریاچه Wuli سواحل Gonghu و مناطق شمال غرب را با آلودگی بالا توصیف نمود در صورتیکه سواحل Taihu با آلودگی متوسط برآورد شد.

Qingjie و همکاران در ۲۰۰۸ در چین به ارزیابی شاخص های اکولوژیک پرداختند و از دو گروه شاخص منفرد که در مورد تک تک فلزات مورد استفاده قرار میگیرند و یکپارچه که حاصل جمع شاخص های منفرد می باشد برای تعیین کیفیت اکولوژیک خاک رسوب استفاده کردند. برای محاسبه شاخص های منفرد از مقادیر مرجع Background Levels و مقادیر آلوده آستانه استفاده نمودند. در این مطالعه از شاخص های منفرد فاکتور آلودگی، فاکتور خطر اکولوژیک، فاکتور غنا، شاخص geo-accumulation استفاده شد.

Mashiatullah در سال ۲۰۱۲ در سواحل کراچی پاکستان در ارزیابی آلودگی فلزات سنگین و خطر اکولوژیک نتایج زیر را بدست آورد $Fe > Zn > Mn > Sr > Zn > Cr > V > Ni > Pb > Mo > U > Se$. شاخص های اکولوژیک نشان دادند که سرب خطری برای آبریان در این رسوبات محسوب نمی شود ولی در برخی از مناطق مقادیر کروم، نیکل و روی برای آبریان تهدید محسوب می شوند.

Ramadan و همکاران در مصر تجمع زیستی فلزات سنگین را در شکم پایان مطاعه نموده و این ضریب را در مورد رود و مس بالا برآورد نمودند و پیشنهاد داد که شکمپایان مقادیر فلزات سنگین را مستقیماً از آب بدست می آورند.

Noverita و همکاران در سال ۲۰۱۱ در سواحل جاکارتای اندونزی نشان داد که مقادیر روی و مس حاصل از صنایع که در رسوبات انباشته شده اند همبستگی منفی با تنوع زیستی پرتاران و دوکفه ای ها دارد و سبب کاهش تنوع زیستی ماکروزوبنتوزها می شود.

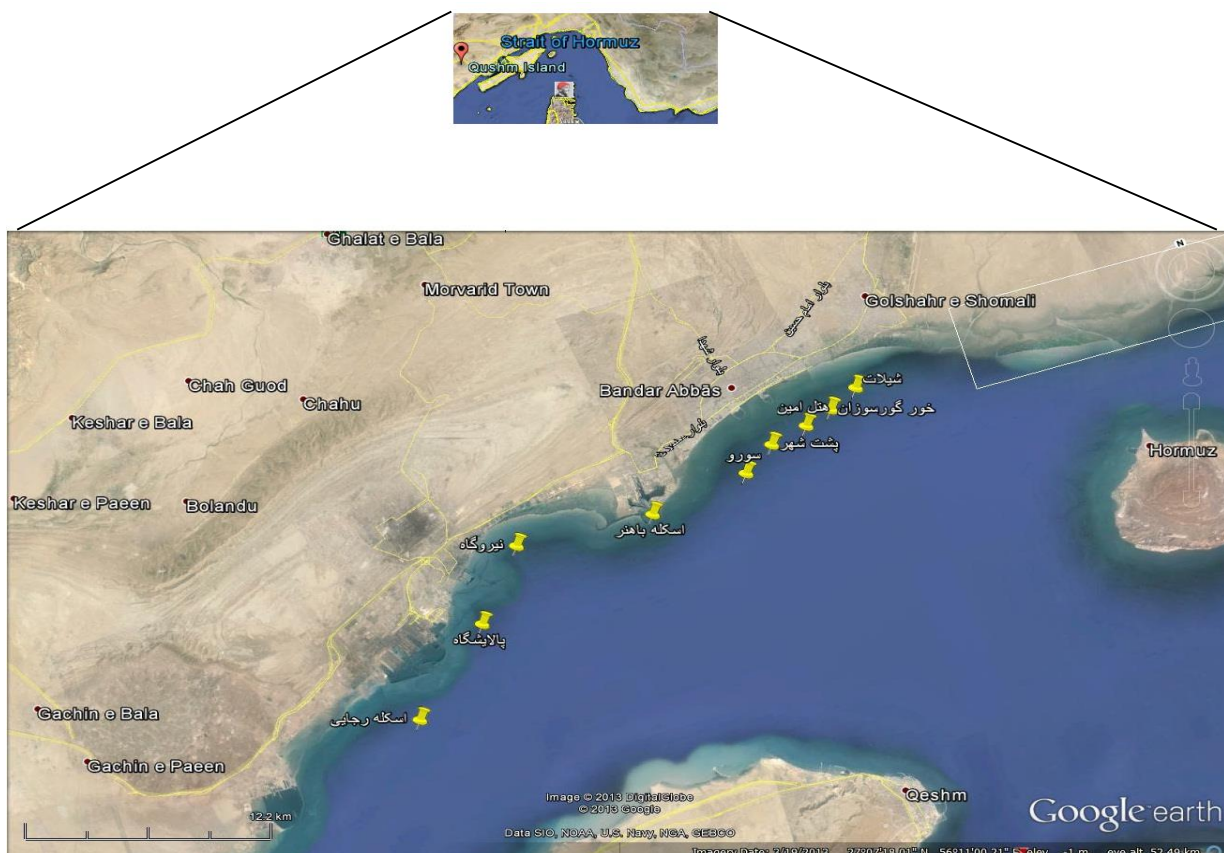
۲-۲- ترکیبات آلی

Neff و همکاران مطالعات زیادی در مورد منشاء و منبع ترکیبات آروماتیک حلقوی انجام دادند که مهمترین آن ارزیابی خطر اکولوژیک ترکیبات هیدروکربن های آروماتیک حلقوی (تعیین منابع و خطر اکولوژیک) در ۲۰۰۴ که مقادیر شاخص خطر را برای مناطق مورد مطالعه بالاتر از عدد ۱ محاسبه نمود که می تواند تهدیدی برای آبریان موجود در رسوبات باشد.

فصل سوم : روش اجرای تحقیق

۳-۱- مکان و زمان نمونه برداری

نمونه برداری از ۹ منطقه شامل اسکله شیلات ، خور گورسوزان ، هتل امین ، پشت شهر ، سورو ، اسکله باهنر ، نیروگاه ، پالایشگاه و اسکله رجایی (شکل ۳-۱) شامل دو بخش یعنی نمونه برداری از جوامع بتیک و رسوب انجام شد. نمونه برداری از ماکروبتوزها جهت برآورد شاخص های تنوع زیستی بطور فصلی از اسفند ۹۱ تا اسفند ۹۲ (۴ بار در سال) و از رسوب جهت اندازه گیری آلودگی ها و ارزیابی شاخص های ارزیابی خطر ۲ بار در سال یعنی اسفند و مرداد ۹۱ انجام شد.



شکل ۳-۱: موقعیت ایستگاه های مورد نظر در خط ساحلی

۳-۲- روش بررسی جمعیت:

۳-۲-۱ - تراکم

نمونه برداری از جمعیت ماکرو بنتوز با استفاده از یک دستگاه نمونه بردار ون - وین به مساحت ۰/۰۴ متر مربع از زمستان ۹۱ تا پاییز ۹۲ بصورت فصلی انجام شد. نمونه ها پس از شستشوی الک با چشمه های ۵۰۰ میکرون به دبه های پلاستیکی مبتقل و بوسیله الک اتیلیک ۹۶ درصد تثبیت و محلول رزبنگال ۰/۲ گرم در لیتر رنگ آمیزی شدند. در آزمایشگاه با عمل ظرف به ظرف نمودن بقیه رسوبات موجود در دبه ها را شسته و نمونه های بنتوز را به ظرف شیشه ای انتقال و عملیات جداسازی و شناسایی انجام شد. نمونه های جداساز شده پس از شمارش در واحد سطح تعمیم داده شدند و بدین ترتیب تراکم آن ها مورد محاسبه قرار گرفت.

۳-۲-۲ - تنوع

از شاخص های اکولوژیک زیر تحت عنوان شاخص های تنوع زیستی به منظور ارزیابی کیفی و کمی جمعیت ماکرو بنتوز استفاده گردید

۳-۲-۱ - شاخص مارگالف یا غنای جمعیت

برای محاسبه شاخص مارگالف از رابطه (۱۰) به شرح زیر استفاده شد:

$$R1 = \frac{S-1}{\ln(n)} \quad (\text{Margalof, 1969}) \quad \text{رابطه ۱}$$

که در این رابطه S تعداد گونه ها و n تعداد کل جمعیت می باشد.

۳-۲-۲ - شاخص شانون - واینر

از رابطه ۱۱ برای محاسبه شاخص شانون - واینر به شرح زیر استفاده می شود

$$H' = \sum_{i=1}^S \frac{N_i}{N} \ln \frac{N_i}{N} \quad \text{رابطه ۲}$$

که در این رابطه N_i تعداد گونه i ام و N تعداد کل جمعیت در محیط می باشد. این شاخص معمولاً بین ۰ و ۵ در نوسان است و عدد ۰ مبین یک محیط آلوده و ۵ مبین محیطی عاری از آلودگی است (Marques et al. 2009).

۳-۲-۳ - شاخص برگر - پارکر

این شاخص بر مبنای فراوانترین گروه ماکرو بنتوز وضع شده است و بصورت زیر محاسبه می شود

$$D = n_{\max} / N \quad \text{رابطه ۳}$$

که در آن n_{\max} تعداد فراوانترین گونه در اجتماع و N تعداد کل جمعیت می باشد. شاخص بین ۱ تا ۰ متغیر است و مقادیر بالاتر نشان دهنده تنوع پایین تر می باشد (Marques et al. 2009).

۳-۳-۳ - روش بررسی فلزات سنگین

۳-۳-۱ - مواد و تجهیزات مورد استفاده

اسید نیتریک ، اسید پرکلریدریک ، آب اکسیژنه

دستگاه جذب اتمی مدل THERMO

دستگاه فریزدرایر مدل ZIRBUS

دستگاه مایکروویو مدل MILESTONE

دستگاه رسوبگیر (Van Veen) با طناب مربوطه

یخدان به همراه پودریخ و کیسه نایلونی

۳-۳-۲ - آماده سازی نمونه های آبزیان

بعد از جمع آوری نمونه ها، در آزمایشگاه هر کدام جداگانه کدگذاری شدند سپس، و به منظور خشک شدن، نمونه ها را درون دستگاه فریز درایر (مدل ZIRBUS) بادمای -40°C درجه سانتی گراد بمدت ۸ ساعت قرار گرفت پس از انقضای زمان فوق و اطمینان از خشک شدن کامل بافت عضله، نمونه ها از دستگاه خارج و با یک هاون

چینی آزمایشگاهی پودر گردیدند سپس مقدار ۰/۵ گرم از بافت نمونه خشک شده را بوسیله ترازوی سارتوریوس (sartorius) بادقت ۰/۰۰۱ گرم وزن نموده و جهت هضم بوسیله اسید نیتریک و آب اکسیژنه به دستگاه مایکروویو (مدل MILESTONE) انتقال داده شدند بعد از هضم، نمونه ها از دستگاه خارج و با آب خالص به حجم ۵۰ میلی لیتر رسانده شدند.

۳-۳-۳- آماده سازی نمونه های رسوبات

نمونه های رسوب به کمک نمونه بردار Van Veen از رسوبات سطحی ایستگاههای تعیین شده جمع آوری شده و به آزمایشگاه انتقال داده شدند. بعد از جمع آوری نمونه ها در آزمایشگاه، نمونه ها هر کدام جداگانه کدگذاری شدند. و بمنظور خشک شدن، نمونه ها را درون دستگاه فریز درایر (مدل ZIRBUS) بادمای ۴۰- درجه سانتی گراد بمدت ۶ ساعت قرار گرفت پس از انقضای زمان فوق و اطمینان از خشک شدن کامل رسوبات، نمونه ها از دستگاه خارج و با یک هاون چینی آزمایشگاهی پودر گردیدند سپس مقدار ۰/۵۲ گرم از رسوب نمونه خشک شده را بوسیله ترازوی سارتوریوس (sartorius) بادقت ۰/۰۰۱ گرم وزن نموده و جهت هضم اسیدی به دستگاه مایکروویو (مدل MILESTONE) انتقال داده شدند بعد از هضم اسیدی، نمونه ها از دستگاه خارج و با آب خالص به حجم ۵۰ میلی لیتر رسانده شدند.

۳-۳-۴- آنالیز نمونه ها

جهت آنالیز نمونه ها از دستگاه جذب اتمی (Atomic Absorption Spectrometry) استفاده گردید. قبل از آنالیز نمونه ها، از محلول های استاندارد عنصری که باید تعیین مقدار شود برای رسم منحنی کالیبراسیون استفاده می گردد تا بوسیله آنها بتوان غلظت عناصر در نمونه های مورد آزمایش را با توجه به میزان جذب نور آنها بدست آورد برای اینکار حداقل ۳ غلظت مختلف از هریک از استانداردهای فلزی انتخاب و هریک از آنها را به داخل دستگاه تزریق نموده و میزان جذب آنها ثبت می گردد. سپس جذب نمونه ها در دستگاه جذب اتمی با استفاده از لامپ (Hollow Cathode Lamp) فلز مورد نظر قرائت شده، و برای صحت کار، از نمونه بافت آبیان و رسوبات دارای گواهی نامه بین المللی (Certified Reference Material) استفاده گردید.

نتایج مربوط به اندازه گیری مقادیر فلزات در بافت نمونه آبیان (IAEA - 407)

تمامی مراحل آماده سازی همانند نمونه ها انجام شد. هدف از این کاربررسی دقت اندازه گیری دستگاه و مراحل آماده سازی نمونه ها بود. نتایج حاصل از اندازه گیری با مقادیر موجود در بابت آبیان در جدول ۳-۱ مقایسه شده اند.

جدول ۳-۱: مقایسه نتایج حاصل از اندازه گیری و مقادیر موجود در بابت نمونه IAEA - 407 (برحسب میکروگرم بر گرم وزن خشک)

عناصر	IAEA - 407	مقادیر اندازه گیری شده
کادمیم	0.185 ± 0.012	0.186 ± 0.017
مس	3.20 ± 0.31	3.19 ± 0.33
روی	66.3 ± 0.89	67.9 ± 0.76
سرب	0.10 ± 0.05	0.09 ± 0.06

نتایج مربوط به اندازه گیری مقادیر فلزات در رسوبات IAEA - 433 تمامی مراحل آماده سازی همانند نمونه ها انجام شد. هدف از این کاربررسی دقت اندازه گیری دستگاه و مراحل آماده سازی نمونه ها بود. نتایج حاصل از اندازه گیری با مقادیر موجود در رسوبات در جدول ۳-۲ مقایسه شده اند.

جدول ۳-۲: مقایسه نتایج حاصل از اندازه گیری و مقادیر موجود در رسوبات IAEA - 433 (برحسب میلی گرم بر کیلوگرم)

عناصر	IAEA- 433	مقادیر اندازه گیری شده
کادمیم	0.145 ± 0.05	0.15 ± 0.045
مس	30.2 ± 0.08	30.19 ± 0.09
روی	99 ± 1.18	97 ± 3.09
سرب	25.4 ± 0.11	24.19 ± 0.19

۳-۳-۵- شرایط دستگاهی

آنالیز نمونه های آماده سازی شده رسوب و آبی جهت تعیین فلزات سنگین بوسیله دستگاه جذب اتمی (AAS) مدل Fs95 و F5 در شرایط ذیل صورت پذیرفت.

شرایط Furnace Autosampler Fs95:

100 °C $\xrightarrow{30s}$ 800° C $\xrightarrow{20s}$ 2500° C (3 s) : برنامه دمای کوره

Hollow Cathod Lamp : لامپ

Ar, 1/5 ml/min : گاز حامل

20 μ /li : حجم تزریقی

شرایط Flame F5:

Hollow Cathod Lamp : لامپ

C₂H₂, Air 1/5 ml/min : گاز حامل

2 m/li : حجم تزریقی

۳-۴-آلودگی های نفتی :

۳-۴-۱-آماده سازی بافت آبزیان

۳-۴-۱-۱-هضم و استخراج

حدود ۵ گرم از بافت آبزیان را پس از فریز درایر در بمب های تفلونی ریخته و سپس ۲۰ میلی لیتر از حلال n - هگزان و ۲۰ میلی لیتر استن به همراه ۷۰ میکرو لیتر محلول استاندارد داخلی شامل pyrelyn-d ، acenaphthylene-d، pyren-d ، phenanthrene-d و acenaphthene-d اضافه می نماییم. سرپوش بمب های تفلونی (ویال ها) را کاملاً محکم نموده و در دستگاه میکروبیو قرار می دهیم و دمای آن را ابتدا به مدت ۱۰ دقیقه به ۹۰ درجه رسانده و سپس اجازه می دهیم تا به مدت ۲۰ دقیقه در این دما باقی مانده تا عمل هضم کاملاً صورت گیرد. فشار دستگاه را در این مدت روی ۱۲۰۰ وات تنظیم می نماییم. پس از سپری شدن این مرحله ویال ها را از دستگاه خارج نموده و اجازه می دهیم تا کاملاً سرد شوند.

۳-۴-۱-۲-چربی زدایی

برای چربی زدایی از محلول ۷ درصد پتاس جهت صابونی کردن چربی ها استفاده نموده دوباره به مدت ۱۰ دقیقه در دمای ۹۰ درجه سانتی گراد در میکرو یو قرار می دهیم و سپس محتویات داخل ویال ها را پس از سرد شدن با در نظر گرفتن شماره ایستگاه صاف می نماییم. بعد از این مرحله محلول صاف شده را به قیف های جدا کننده انتقال داده و در دو مرحله دو فاز آبی و آلی را از هم جدا می نماییم. در مرحله اول با اضافه نمودن ۲۰ میلی لیتر n - هگزان و در مرحله دوم ۱۰ میلی لیتر n - هگزان دو فاز آلی و آبی که به ترتیب در

بخش های بالایی و پایینی قیف قرار می گیرند جدا می نماییم. فاز آلی را پس از جدا سازی در دستگاه روتاری به حجم ۱۵-۱۰ میلی لیتر می رسانیم. در این مرحله نمونه ها جهت سنجش TPHs آماده می باشند.

۳-۱-۴-۳- تفکیک آلودگی های نفتی

پس از سنجش این ترکیبات نمونه ها را جهت جداسازی PAH از ترکیبات آلیفاتیک از ستونی که از پایین به بالا شامل پشم شیشه ، ۱۰ میلی لیتر سیلیکاژل و ۱۰ میلی لیتر سی آلومینا و در انتها ۱ گرم سولفات سدیم (این ماده مانع از بهم خوردن ستون در هنگام عبور حلال می شود) می باشد عبور می دهیم. برای جدا کردن ترکیبات زنجیره ای اشباع شده (آلیفاتیک) ابتدا ۲۰ میلی لیتر n - هگزان عبور می دهیم بعد ۳۰ میلی لیتر مخلوط n - هگزان و دی کلرو متان به نسبت ۹۰ به ۱۰ جهت جدا نمودن هیدرو کربن های با بیش از ۳ حلقه و پس از آن ۲۰ میلی لیتر مخلوط n - هگزان و دی کلرو متان به نسبت مساوی جهت جدا کردن هیدروکربن های حلقوی کوچک استفاده شد. قبل از سنجش نمونه های PAH دوباره بوسیله دستگاه روتاری آنرا جهت قرائت بوسیله دستگاه GC-MS تا حجم حد اکثر ۵ میلی لیتر تغلیظ می نماییم. در نهایت با قرار دادن نمونه ها در مجاورت گاز نیتروژن مقدار آن را به ۱/۵ میلی لیتر می رسانیم و سپس بوسیله دستگاه GC-MS غلظت این ترکیبات را می سنجیم.

۳-۲-۴-۳- آماده سازی رسوب

۳-۲-۴-۳- هضم و استخراج

مرحله اول آماده سازی رسوب نیز همانند بافت شامل توزین (۱۰ گرم) رسوب ، اضافه نمودن ۴۰ میلی لیتر مخلوط n - هگزان و دی کلرو متان (بجای استن) به نسبت مساوی و نیز استاندارد داخلی و انتقال آن به دستگاه مایکرو ویو می باشد برای رسوب دمای دستگاه در دو مرحله تنظیم شد. در مرحله اول به مدت ۱۰ دقیقه تا رسیدن به دمای ۱۱۵ درجه سانتی گراد و پس از آن به مدت ۲۰ دقیقه باقی ماندن در این دما. در هر دوی این مراحل فشار دستگاه روی ۱۲۰۰ درجه تنظیم شد

۳-۲-۴-۳- سولفور زدایی از رسوب

در یک ظرف ۲۵۰ میلی لیتری ۱۰ گرم سولفات مس ۵ آب در ۱۰۰ میلی لیتر آب و ۴ میلی لیتر اسید کلریدریک ۲ نرمال حل نموده و به مدت ۲۰ دقیقه در حمام آب سرد قرار داده شد. از سوی دیگر دوغابی از ۳ گرم پودر روی و ۵ میلی لیتر آب مقطر درست نموده و به آرامی دوغاب را به محلول سولفات مس اضافه شد. سپس مخلوط را به آرامی تکان داده تا تمام سولفات مس آبی رنگ ناپدید شده و تا تشکیل بلورهای فولیکولی صبر نموده و سپس از مخلوط جدا شدند. پس از این مرحله نمونه ها به دستگاه روتاری جهت کاهش حجم انتقال داده شدند. قبل از عبور دادن از ستون نمونه ها جهت سنجش TPHs توسط دستگاه مورد استفاده قرار گرفتند و سپس مطابق آنچه که در مورد بافت توضیح داده شد عمل شد.

ارزیابی خطر اکولوژیک یک آلاینده به منظور میزان احتمال خطر آلاینده مذکور در رسوبات برای کفزیان از طریق محاسبه شاخص ها و همچنین تعیین منبع آلودگی به روش های آماری صورت می گیرد.

۳-۵- محاسبه شاخص های ارزیابی خطر اکولوژیک فلزات سنگین

از شاخص های زیادی برای برای ارزیابی خطر اکولوژیک استفاده می کنند که در این بررسی از دو گروه شاخص ها که عمومیت بیشتری دارند استفاده شدند. این دو گروه عبارتند از :

۳-۵-۱- شاخص های منفرد

این گروه از شاخص ها به ارزیابی خطر تک تک عناصر موجود در رسوب می پردازند و تخمینی از کیفیت رسوب نسبت به یک فلز خاص را ارائه می دهد.

۳-۵-۱-۱- فاکتور آلودگی

اولین شاخص این گروه فاکتور آلودگی (contamination factor) می باشد که به روش دیر محاسبه می شود

$$Cf_i = C_i / C_{oi} \quad (\text{Campose and Bidone, 2004})$$
 رابطه ۴

که در آن Cf_i فاکتور آلودگی، C_i غلظت فلز i در رسوب و C_{oi} مقادیر مرجع برای فلز i می باشد و به (JICA 1994) (Local background of metals) شناخته می شود و مقدار آن برای هر فلز مقداری ثابت بوده که در جدول ۳-۳ جزییات آن آمده است.

جدول ۳-۳: مقادیر مرجع فلزات سنگین به منظور برآورد خطر آکولوژیک

	مس	روی	ادمیم	سرب
Sti	۵	۱	۳۰	۵
Co	۶	۳۰	۱,۱	۲۰

۳-۵-۱-۲- فاکتور خطر اکولوژیک

شاخص دوم از گروه شاخص های منفرد، فاکتور خطر اکولوژیک می باشد که از رابطه زیر بدست می آید (Håkanson 1980).

$$Eri = Cfi * Tri^i \quad (\text{Campose and Bidone, 2004}) \quad \text{رابطه ۵}$$

فاکتور خطر Cfi فاکتور آلودگی و Tri مقادیر مرجع (جدول ۳) که در مورد هر فلز مقداری ثابت است که در آن Eri اکولوژیک ،

۳-۵-۱-۲- شاخص تجمع جغرافیایی

(Banat et al 2005) آخرین شاخص منفرد شاخص تجمع جغرافیایی می باشد که استفاده از آن در بین محققین بسیار متداول بوده و از رابطه ۳ بدست می آید

$$Igeo = \log_2 [Ci / (1.5 * Co^i)] \quad \text{رابطه ۶}$$

که در این رابطه $Igeo$ مقدار شاخص ، Ci غلظت فلز i و Co^i مقدار مرجع (Local background of metals) می باشد.

۳-۵-۲- شاخص های یکپارچه

که حاصل جمع شاخص های منفرد بوده و ارزیابی مبتنی بر این شاخص ها بر اساس غلظت کل فلزات در محیط است.

۳-۴-۱- درجه آلودگی

اولین شاخص ،درجه آلودگی می باشد که از جمع مقادیر شاخص منفرد فاکتور آلودگی هر یک از فلزات بدست می آید:

$$Cd = \sum Cfi$$

رابطه ۷

که در این رابطه Cd درجه آلودگی و Cfi فاکتور آلودگی مربوط به فلز i می باشد.

۳-۵-۲- شاخص پتانسیل خطر اکولوژیک

شاخص بعدی ، شاخص پتانسیل خطر اکولوژیک می باشد که از حاصل جمع فاکتور خطر اکولوژیک مربوط به هر یک از فلزات بدست می آید.

$$EI = \sum Eri$$

رابطه ۸

که در این رابطه RI شاخص پتانسیل خطر اکولوژی و Eri فاکتور خطر در مورد فلز i است.

تخمین سمیت PAH ها در رسوبات:

تخمین سمیت در این بررسی شامل دو بخش است . اول ارزیابی خطردوم تعیین منبع آلودگی

۳-۶- محاسبه ارزیابی خطر اکولوژیک هیدرو کربن های آروماتیک حلقوی

۳-۶-۱- شاخص میزان خطر

برای ارزیابی خطر اکولوژیک از رابطه ۶ به شرح زیر استفاده می شود (Neff et al 2004).

$$HQ = (PAHsol) / \text{chronic value}$$

رابطه ۸

که در این رابطه HQ میزان خطر ، PAHsol غلظت PAH در فلز آبی یا فاز آب بین ذرات رسوب یا غلظت نرمال شده ، chronic Value تخمینی از سمیت مزمن هر کدام از PAH ها است که برای هر کدام مقدار

ثابتی است . برای نرمال کردن و یا محاسبه غلظت PAH ها در فاز محلول از نسبت غلظت PAH در رسوب به Koc استفاده می شود

$$PAH_{sol} = C / K_{oc} \quad \text{رابطه ۹}$$

که در این رابطه C مقدار PAH در رسوب و k_{oc} ضریب تفکیک مواد آلی / آب می باشد که با استفاده از ضریب تفکیک مواد آلی غیر قطبی / آب یا K_{ow} محاسبه می گردد (Neff et al 2004):

$$\log K_{oc} = \log K_{ow} - 0.68 \quad \text{رابطه ۱۰}$$

۳-۶-۲ - محاسبه شاخص خطر اکولوژیک ترکیبات نفتی

نظر به این که در ارزیابی خطر اکولوژیک هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای اثر سمیت کل این آلاینده ها مورد محاسبه قرار می گیرد بنابراین از شاخص خطر اکولوژیک برای تخمین میزان سمیت PAH ها از رابطه ۹ استفاده می شود

$$HI = \sum HQ \quad \text{رابطه ۱۱}$$

در این رابطه HI شاخص خطر اکولوژیک بوده و چنانچه مقدار آن از عدد ۱ بالاتر باشد در این صورت رسوب محل زندگی بی مهرگان برای آنها سمی است (Neff et al 2004).

۳-۷-۲ - روش تعیین منبع آلودگی های نفتی

بطور کلی ترکیبات چند حلقه ای آروماتیک دارای سه منشا پیروژنیک و پتروژنیک و بیوژنیک هستند. گروه اول حاصل سوختن مواد آلی، گروه دوم حاصل سوختن های فسیلی و گروه سوم حاصل فرایند های شیمیایی و زیستی طبیعی می باشند (Neff 1997 & 2002).

جدول ۳-۴ : نسبت ایزومرهای PAH فناترن به آنتراسن و فلورانتن به پیرن در تعدادی از منابع PAH

Primarily pyrogenic sources		PH/AN	FL/PY	Reference
Coke oven emissions	کوره تبدیل ذغال سنگ به کک	1.27-3.57	0.7	Maher and Aislabe 1992
Iron/steel plant (soot)	کارخانه آهن یا فولاد (دوده)	0.24	0.63	Yang et al. 2002
Iron/steel plant (fl ue gas)	کارخانه آهن یا فولاد (دوده)	0.06	1.43	Yang et al. 2003
Wood-burning emissions	سوختن چوب	6.41	1.26	Page et al. 1999

Auto exhaust soot (gasoline)	دود اگزوز اتومبیل	1.79	0.9	O'Malley et al. 1996
Diesel engine soot	دود موتور های گازویلی	0.06	1.26	Bence et al. 1996
Diesel exhaust particles	دفع درات متور های گازویلی	1.3-78	0.25-1.38	Sjögren et al. 1996
Highway dust	گرده و غبار بزرگراه ها	4.7	1.4	Christensen et al. 1999
Urban runoff	پساب های شهری	0.56-1.47	0.23-1.07	Stout et al. 2001a
Creosote	کره و سوت	0.11-4.01	1.52-1.7	Neff 2002
Coal tar	مایع حاصل از تقطیر ذغال سنگ	3.11	1.29	Neff 2003
Coke	ماده سیاه رنگ حاصل از تخلیص نفت	0.24	1.49	Stout (unpublished data)
Primarily pyrogenic sources				
60 crude oils (mean)	نفت خام ۶۰	52	0.25	Kerr et al. 1999
Australian crude oil	نفت خام استرالیا	>370	0.78	Neff et al. 2000
Italian crude oil	نفت خام ایتالیا	>232	0.08	Neff et al. 1998
Alaska crude oil	نفت خام آلاسکا	>262	0.2	Bence et al. 1996
Diesel fuel	سوخت گازوییل	>800	0.38	Bence et al. 1997
No. 4 fuel oil	روغن سوخت شماره ۴	11.8	0.16	Stout (unpublished data)
Bunker C residual fuel oil		14.8	0.14	Stout (unpublished data)
Road paving asphalt	پوشش آسفالت جاده ها	20	0.11	Kriech et al. 2002
West Virginia coal (2 samples)	ذغال سنگ غرب ویرجینیا	11.2- 20.9	0.59-1.03	Neff and Sauer 1993

برای تعیین منبع آلودگی نفتی از نسبت دو ایزومر Phenanthrene/Anthracene و Phluranthene/Pyrene استفاده شد. در این روش برای ترکیبات آروماتیک پند حلقه ای پیروژنیک نسبت دو ایزومر اول کمتر از ۵ و برای ترکیبات پیروژنیک این نسبت بیشتر از ۵ است. همچنین برای ترکیبات پیروژنیک نسبت دو ایزومر فلورانتن به پیرن نزدیک به ۱ یا بیشتر و برای ترکیبات پیروژنیک کوچکتر از ۱ است (Neff et al, 2004). با استفاده از جدول ۳-۴ می توان برخی از منابع آلاینده های پیروژنیک و پیروژنیک را تعیین نمود.

فصل چهارم : تجزیه و تحلیل داده ها (یافته ها)

نتایج حاصل از پردازش داده های مربوط به آلودگی های معدنی و آلی شامل توزیع این آلاینده ها در رسوب و بافت ، مواد آلی کل ، دانه بندی ، محاسبات آماری شامل آزمون های آنالیز واریانس ، ضرایب همبستگی و تحلیل عاملی (Principle Component Analysis) و همچنین تغلیظ زیستی و محاسبات مربوط به ضرایب ارزیابی خطر رسوبات در سواحل حوضه مرکزی و غربی بندر عباس به شرح زیر می باشد:

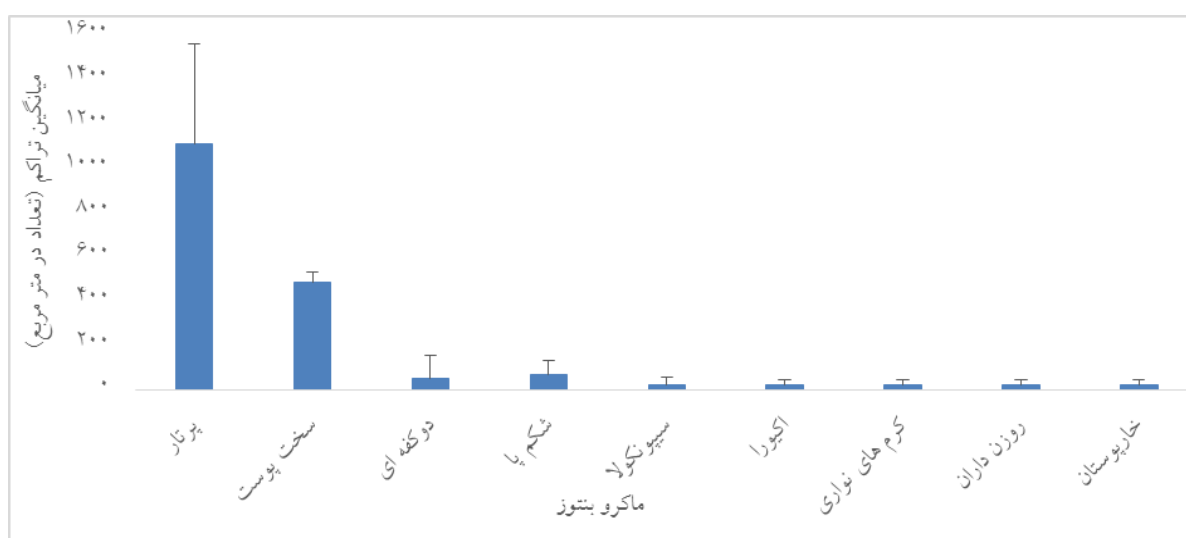
۴-۱- بررسی جمعیت

۴-۱-۱- توزیع فراوانی

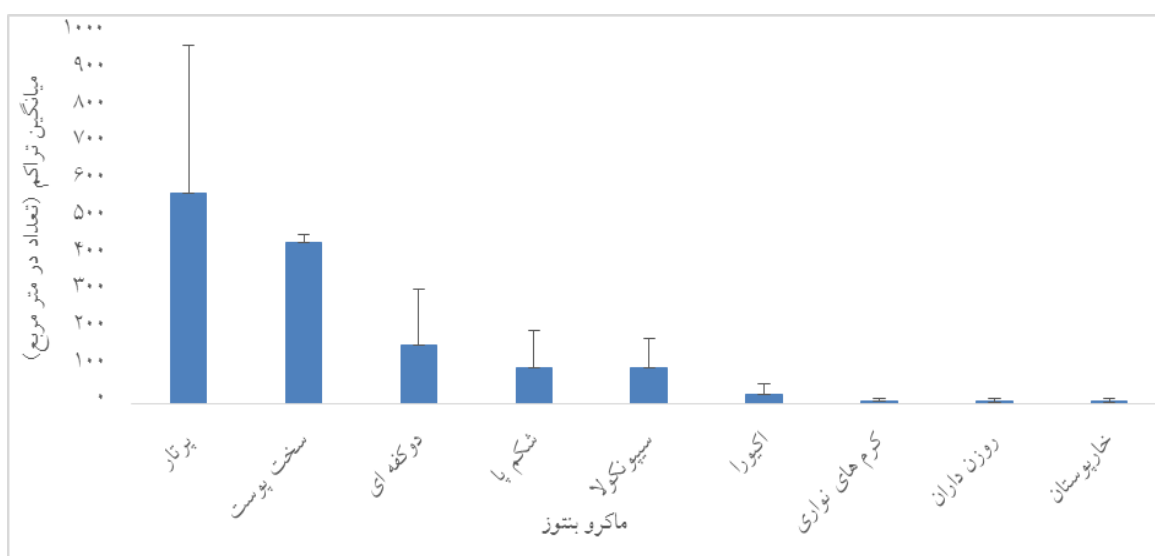
شکل ۴-۱ الی شکل ۴-۴ میانگین تراکم جمعیت ماکروبتوز را به تفکیک گروه ها در فصول متفاوت نمونه برداری نشان می دهند . مطابق این اشکال پرتاران با مقادیر ۱۱۷۷ ، ۱۱۰۹ ، ۴۱۴ و ۵۷۳ به ترتیب در پاییز ۹۱ ، زمستان ۹۱ ، بهار ۹۲ و تابستان ۹۲ دارای بیشترین تراکم (تعداد در واحد سطح) بودند و پس از آن سخت پوستان ، دوکفه ای ها ، شکم پایان ، سیپونکولا ، اکیورا ، کرم های نواری ، روزن داران و خارپوستان در رتبه های بعد قرار دارند. شکل ۴-۵ نیز در صد هر یک از گروه های ماکروبتوز را در طول دوره نمونه برداری نشان می دهد که مطابق این شکل پرتاران با حدود ۶۰ درصد جمعیت غالب اجتماعات بتیک را تشکیل می دهند.



شکل ۴-۱: میانگین تراکم گرو های مختلف ماکرو بنتوز در پاییز ۹۱ (آنتنک ها نشان دهنده انحراف معیار می باشند)



شکل ۴-۲: میانگین تراکم گرو های مختلف ماکرو بنتوز در زمستان ۹۱ (آنتنک ها نشان دهنده انحراف معیار می باشند)



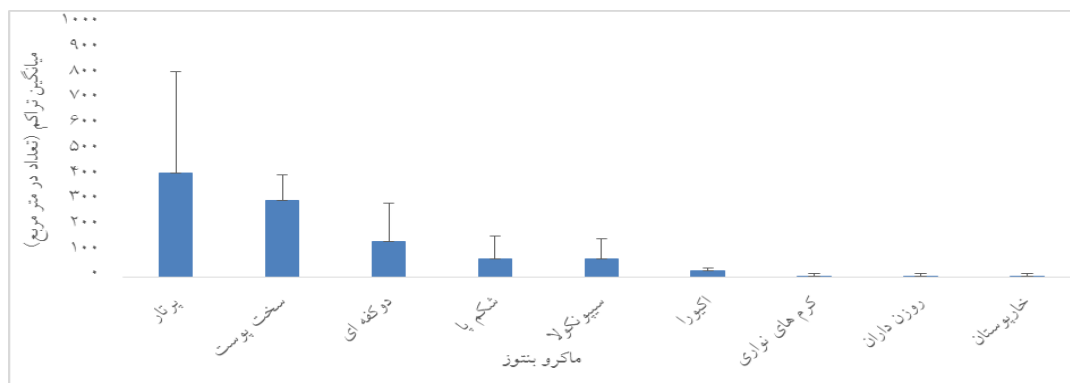
شکل ۴-۳: میانگین تراکم گرو های مختلف ماکرو بنتوز در بهار ۹۲ (آنتنک ها نشان دهنده انحراف معیار می باشند)

۴-۱-۲- تنوع جمعیت

از بین شاخص های تنوع جمعیت سه شاخص مهم مارگالف ، شانون و برگر - پارکر مورد محاسبه قرار گرفتند که نتایج حاصل از بررسی این شاخص ها به شرح زیر میباشند

۴-۱-۲-۱- مارگالف

اولین شاخص ، شاخص مارگالف یا غنای گونه ای می باشد که نتیجه آن در شکل ۴-۶ به تصویر کشیده شده است. مطابق در مناطق مورد مطالعه اسکله شیلات ، پشت شهر و پالایشگاه و اسکله رجایی با کاهش غنای گونه روبرو هستیم ولی کمترین مقدار آن تقریباً ۴ می باشد.



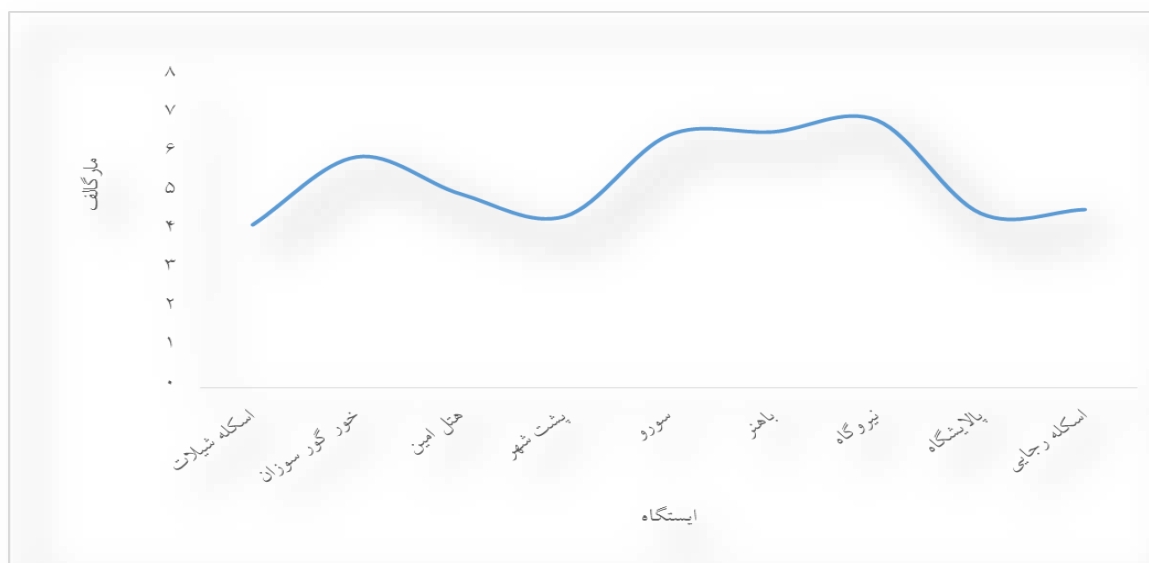
شکل ۴-۶ : میانگین تراکم گرو های مختلف ماکرو بتوز در تابستان ۹۲ (آنتنک ها نشان دهنده انحراف معیار می باشند)



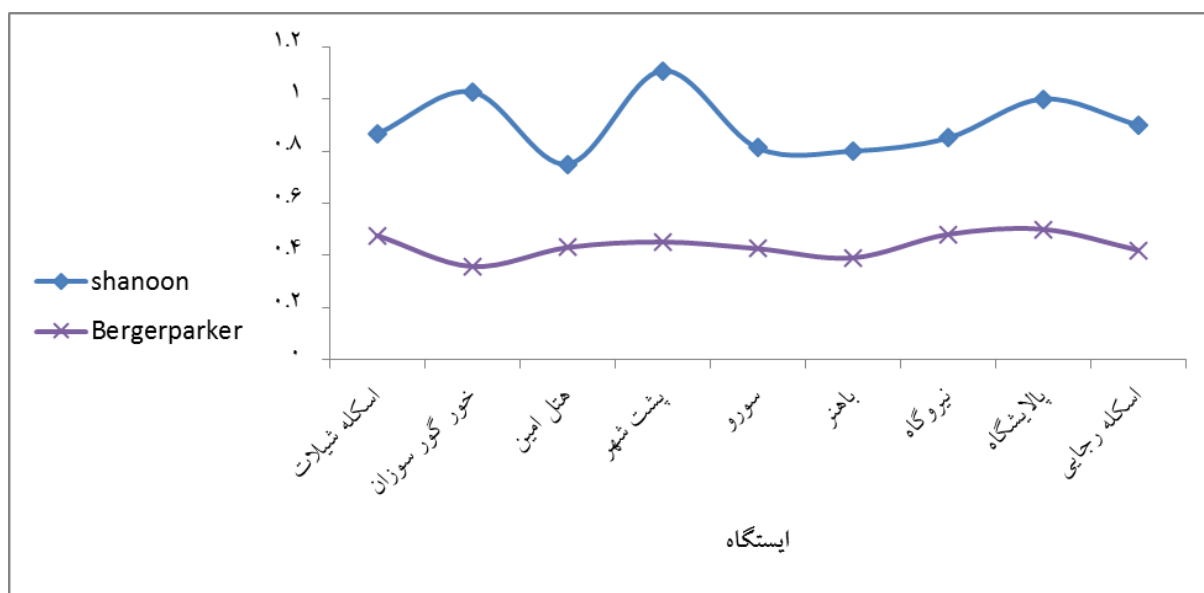
شکل ۴-۵ : تراکم نسبی هر یک از گرو های ماکرو بتوز در طول دوره بررسی

۴-۱-۲-۲- شانون و برگر پارکر

شکل ۴-۷ روند تغییرات دو شاخص شانون و برگر- پارکر را نشان می‌دهد که مطابق آیین شکل در هتل امین با کاهش شاخص تنوع شانون مواجهه هستیم این در حالیست که شاخص برگر - پارکر از یک روند نسبتاً ثابتی برخوردار است.



شکل ۴-۶: روند تغییرات شاخص اکولوژیک غنای گونه ای در مناطق مورد مطالعه



شکل ۴-۷: روند تغییرات شاخص شانون (بالا) و برگر - پارکر (پایین) در مناطق مورد مطالعه

۴-۲- فلزات سنگین

این عناصر شامل ۴ فلز سرب، کادمیم، روی و مس است.

۴-۲-۱- توزیع فلزات سنگین در رسوب

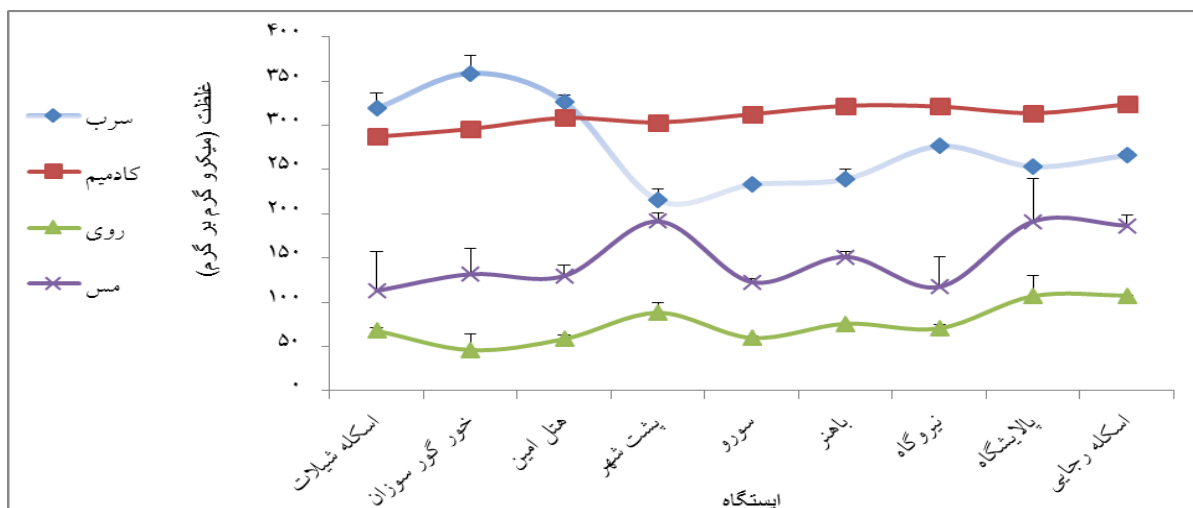
میانگین توزیع هر یک از فلزات سنگین در رسوبات در شکل ۴-۸ نشان داده شده است. مطابق این شکل الگوی توزیع فلزات سنگین در رسوبات بصورت $Cd > Pb > Cu > Zn$ است.



شکل ۴-۸: میانگین توزیع فلزات سنگین در مناطق مورد مطالعه

جزئیات مربوط به توزیع فلزات سنگین در رسوبات در مناطق مورد بررسی در شکل ۴-۹ و جدول ۴-۱ نشان داده شده است. بیشترین غلظت سرب در خورگورسوزان و کمترین آن در منطقه پشت شهر مشاهده شد. بیشترین غلظت کادمیم در پشت شهر به مقدار $324/1$ میکرو گرم بر گرم و در اسکله رجایی دارای کمترین مقدار $287/35$ میکرو گرم بر گرم می باشد.

تست آنالیز واریانس برای مقایسه بین ایستگاهی غلظت فلزات سنگین نشان داد که تفاوت معنی داری در سطح خطای ۵ درصد ($P < 0.05$) در میانگین غلظت سرب بین اسکله شیلات با پشت شهر، سورو، اسکله با هنر، پالایشگاه و شهید رجایی وجود دارد. همچنین بین میانگین غلظت سرب در خورگورسوزان با تمام ایستگاه ها به جز اسکله شیلات و هتل امین تفاوت معنی دار ($p < 0.05$) دیده می شود. نتایج مشابهی بین میانگین غلظت سرب در منطقه روبروی هتل امین با سایر ایستگاه ها بجز اسکله شیلات و خورگورسوزان مشاهده شد. بین منطقه پشت شهر با مناطق نیروگاه و اسکله شهید رجایی نیز از نظر میانگین غلظت سرب تفاوت معنی داری ($p < 0.5$) مشاهده شد.



شکل ۴-۹: میانگین توزیع مکانی غلظت فلزات سنگین در مناطق مورد مطالعه

جدول ۴-۱: بیشترین و کمترین مقادیر (میکرو گرم بر گرم) فلزات سنگین در رسوبات در مناطق مورد مطالعه

	مس	روی	کادمیم	سرب	
max	۱۹۲	۱۰۸	۳۲۴	۳۵۹	خور گورسوزان
min	۱۱۳	۴۶	۲۸۷	۲۱۶	پشت شهر
mean	۱۴۸	۷۶	۳۱۰	۲۷۷	
Stdev	۳۳	۲۱	۱۳	۴۸	

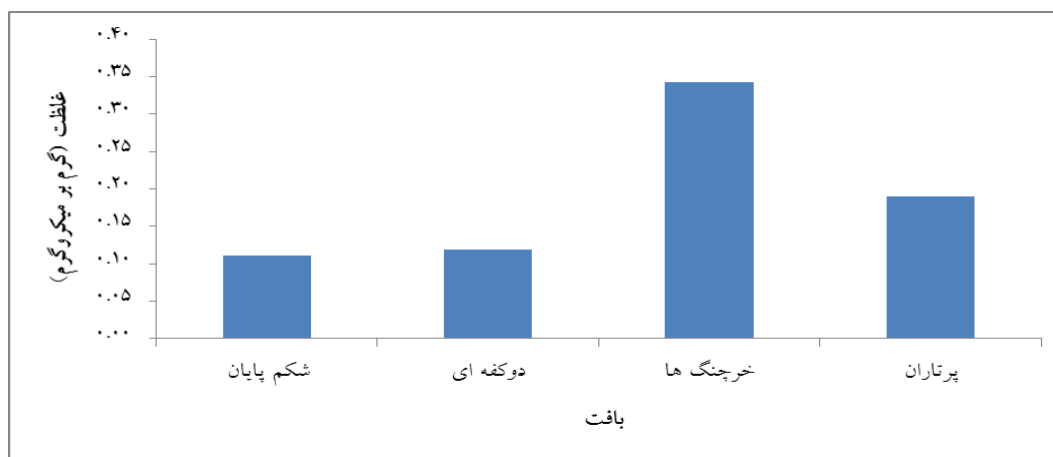
اسکله شیلالت با تمام مناطق مورد مطالعه بجز خور گورسوزان و پشت شهر از نظر میانگین غلظت کادمیم دارای تفاوت معنی داری بود. بین میانگین غلظت کادمیم در منطقه خور گورسوزان و سایر مناطق بجز پشت شهر و اسکله شیلالت و سورو تفاوت معنی داری مشاهده شد. روبروی هتل امین فقط با اسکله شیلالت از نظر میانگین کادمیم دارای تفاوت معنی دار بود و پشت شهر نیز تنها با اسکله شهید رجایی تفاوت معنی داری از خود نشان دادند.

بین هیچکدام از مناطق با دیگری از نظر دارا بودن غلظت روی تفاوت معنی داری مشاهده نشد ولی از نظر میانگین غلظت سرب بین اسکله شیلالت، پشت شهر، پالایشگاه و اسکله شهید رجایی تفاوت معنی داری ($p < 0.05$) مشاهده شد. همچنین بین خور گورسوزان، پشت شهر، پالایشگاه و اسکله شهید رجایی تفاوت معنی داری مشاهده شد ($p < 0.05$). بین روبروی هتل امین، سورو، پالایشگاه و اسکله شهید رجایی نیز تفاوت معنی داری مشاهده شد ($p < 0.05$). پشت شهر علاوه بر اسکله شیلالت و خور گورسوزان با سورو و نیروگاه نیز از نظر میانگین مس دارای تفاوت معنی داری بود ($P < 0.05$).

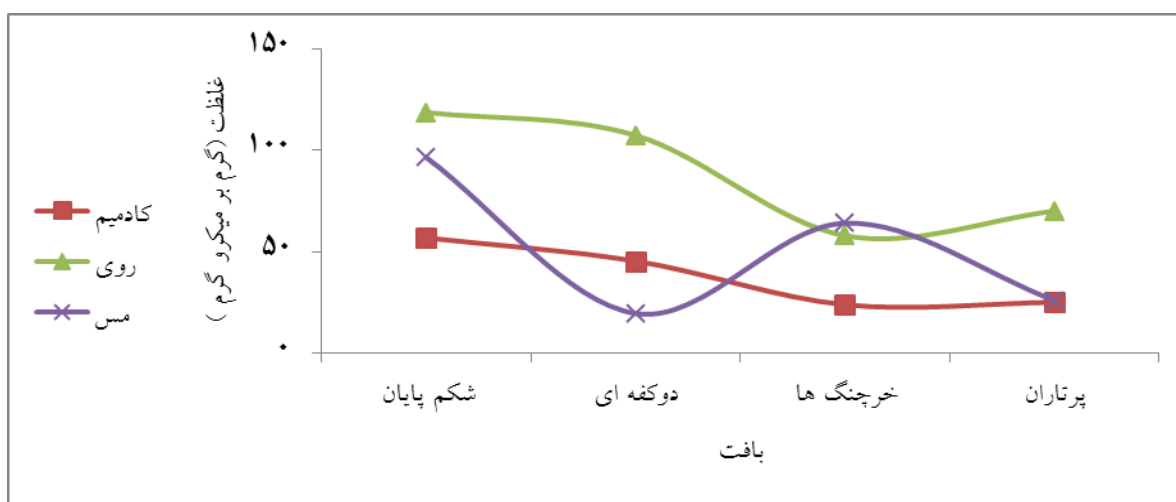
۴-۲-۲- توزیع فلزات سنگین در بافت

قبل از پرداختن به نتایج مربوط به حضور فلزات سنگین در بافت های ماکروبتوز ها ذکر این نکته ضروری است که در برخی از ایستگاه ها امکان صید برخی از گروه های آبی امکان پذیر نبوده و علت آن هم مربوط به شرایط اکولوژیک منطقه بوده و بنابراین در مورد این گروه از جانداران فقط به گروه هایی که امکان زیست آن در این ایستگاه ها بوده بسنده شده است. **شکل ۴- ۱۰ و**

شکل ۴- ۱۱ مقایسه میانگین فلزات سنگین در بافت ماکروبتوز ها را نشان می دهد. مطابق این شکل ها توزیع مقادیر سرب در آنها بصورت خرچنگ ها < پرتاران < دوکفه ای ها < شکم پایان است.



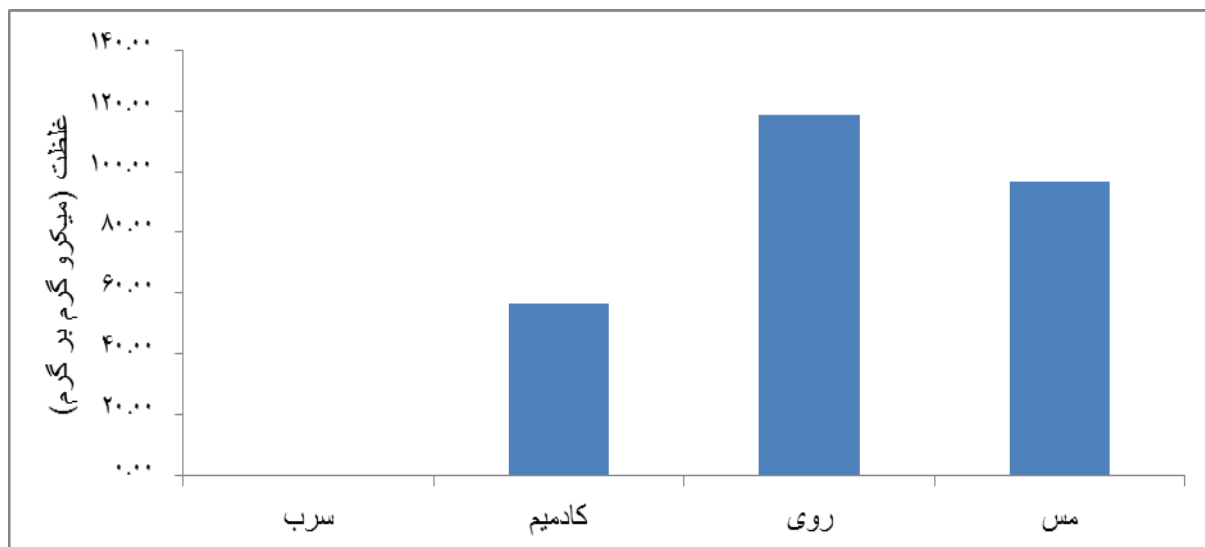
شکل ۴- ۱۰: توزیع فلز سرب در بافت گروه های چهارگانه ماکروبتوز



شکل ۴- ۱۱: توزیع سایر فلزات سنگین در بافت گروه های چهارگانه ماکروبتوز

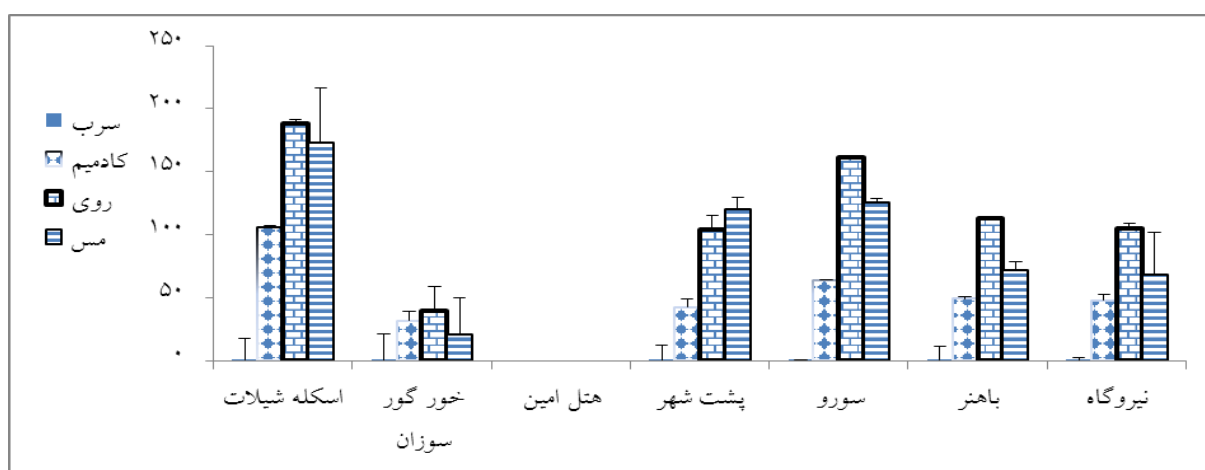
شکل ۴- ۱۱ تجمع سایر فلزات را در بافت ها بطور مقایسه ای نشان می دهد. مطابق این شکل غلظت کادمیم در بافت آبزیان مورد مطالعه بصورت شکم پایان < دوکفه ای ها < پرتاران < خرچنگ ها می باشد. نتایج

مشابهی در مورد روی نیز بدست آمد ولی در مس به شکل متفاوتی بصورت شکم پایان < خرچنگ ها > پرتاران < دوکفه ای ها بدست آمد. میانگین توزیع هر یک از فلزات سنگین در شکم پایان در شکل ۴-۱۲ نشان داده شده است. مطابق این شکل الگوی توزیع فلزات سنگین در شکم پایان بصورت $Zn > Cu > Cd > Pb$ است.



شکل ۴-۱۲: مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین در شکم پایان در مناطق مورد مطالعه

. جزییات مربوط به توزیع فلزات سنگین در شکم پایان در مناطق مورد بررسی در شکل ۴-۱۳ و جدول ۴-۲ نشان داده شده است. بیشترین مقدار سرب ، کادمیم ، روی و من در این گروه از آبزیان به ترتیب با مقادیر ۰/۲ ، ۱۰۶/۶ ، ۱۸۸ و ۱۷۲/۷ میکرو گرم بر گرم در اسکله شیلات و کمترین این عناصر به ترتیب با مقادیر ۰/۰۴ ، ۳۱/۸ ، ۳۹/۸ و ۲۰/۹ میکرو گرم بر گرم در خور گور سوزان مشاهده شد.



شکل ۴-۱۳: توزیع مکانی میانگین غلظت فلزات سنگین در شکم پایان

جدول ۴-۲: بیشترین ، کمترین و میانگین فلزات سنگین (گرم بر میکرو گرم) در شکم پایان مناطق مورد مطالعه

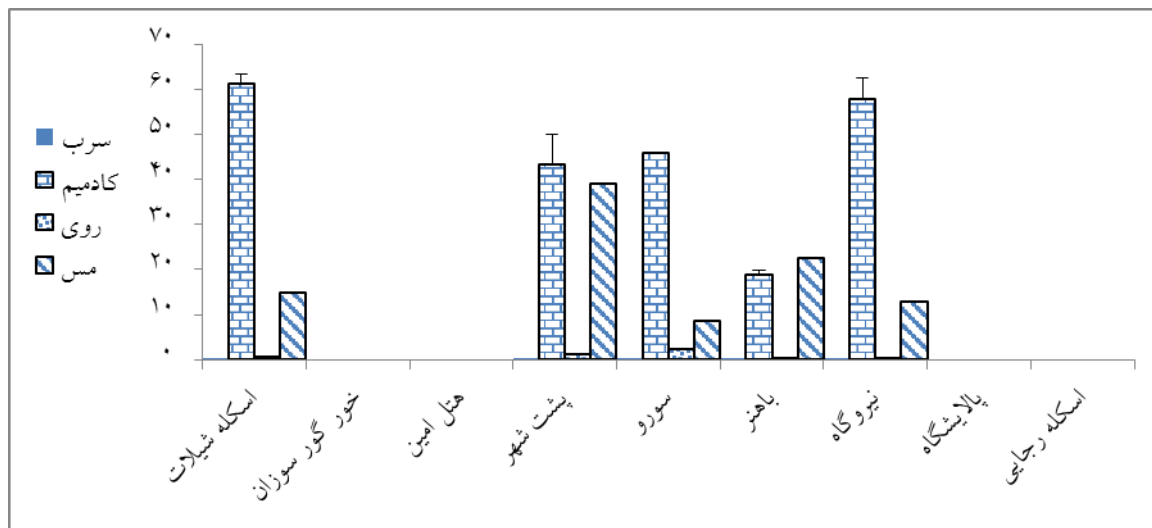
	سرب		کادمیم		روی		مس	
Max	اسکله شیلات	۰.۲	اسکله شیلات	۱۰۵.۶	اسکله شیلات	۱۸۸.۰	پشت شهر	۱۷۲.۷
Min	خور گور سوزان	۰.۰۴	خور گور سوزان	۳۱.۸	خور گور سوزان	۳۹.۸	اسکله شیلات	۲۰.۹
mean		۰.۱		۵۶.۸		۱۱۸.۶		۹۶.۵
Stdev		۰.۱		۲۶.۱		۵۱.۵		۵۳.۵

تست آنالیز واریانس یک طرفه تفاوت معنی داری را در شکم پایان جدول ۴-۳ در بین مناطق اسکله شیلات ، اسکله با هنر و نیروگاه با سایر مناطق از نظر میانگین سرب نشان داد ($p < 0.05$). همچنین بین میانگین غلظت سرب در سورو با سایر مناطق بجز خورگورسوزان تفاوت معنی داری وجود دارد. (عدم وجود برخی از ایستگاه ها به علت عدم حضور دو کفه ای ها در این ایستگاه ها می باشد).

جدول ۴-۳: زیر مجموعه های متجانس آزمون آنالیز واریانس یک طرفه برای میانگین غلظت فلزات سنگین در شکم پایان

مس	روی	کادمیم	سرب	
a	a	a	a	اسکله شیلات
b	b	b	bd	خور گور سوزان
c	c	c	c	پشت شهر
d	d	d	db	سورو
e	e	e	e	اسکله باهنر
f	f	f	f	نیروگاه

این آزمون در مورد بقیه فلزات در کلیه مناطق تفاوت معنی داری را از نظر میانگین غلظت نشان داد . شکل ۴-۱۴ و جدول ۴-۴ جزئیات مربوط به توزیع فلزات سنگین در دو کفه ای ها را نشان می دهد. مطابق جدول ۱۴ بیشترین غلظت سرب در بدن دو کفه ای ها در اسکله شیلات به مقدار ۰/۳۱ میکروگرم بر گرم و کمترین مقدار آن در سورو به مقدار ۰/۰۰۱ میکرو گرم بر گرم مشاهده شدند. بیشترین مقدار کادمیم در بندر رجایی و کمترین آن در اسکله باهنر به ترتیب با مقادیر ۶۱/۳ و ۱۷/۷ میکروگرم بر گرم مشاهده شدند. مقادیر روی موجود در بدن دو کفه ای ها نیز با مقادیر ۱۷۹/۴ و ۳۹ میکرو گرم بر گرم به ترتیب در پشت شهر و اسکله باهنر بیشترین و کمترین مقادیر را به خود اختصاص دادند. مقادیر مربوط به فلز مس نیز با بیشترین و کمترین ۳۸/۹ و ۸/۵ میکروگرم بر گرم به ترتیب در پشت شهر و اسکله باهنر مشاهده شدند.



شکل ۴- ۱۴: توزیع مکانی میانگین غلظت فلزات سنگین در دوکفه ای ها

جدول ۴- ۴: بیشترین ، کمترین و میانگین فلزات سنگین (گرم بر میکرو گرم) در مناطق مورد مطالعه در دوکفه ای ها

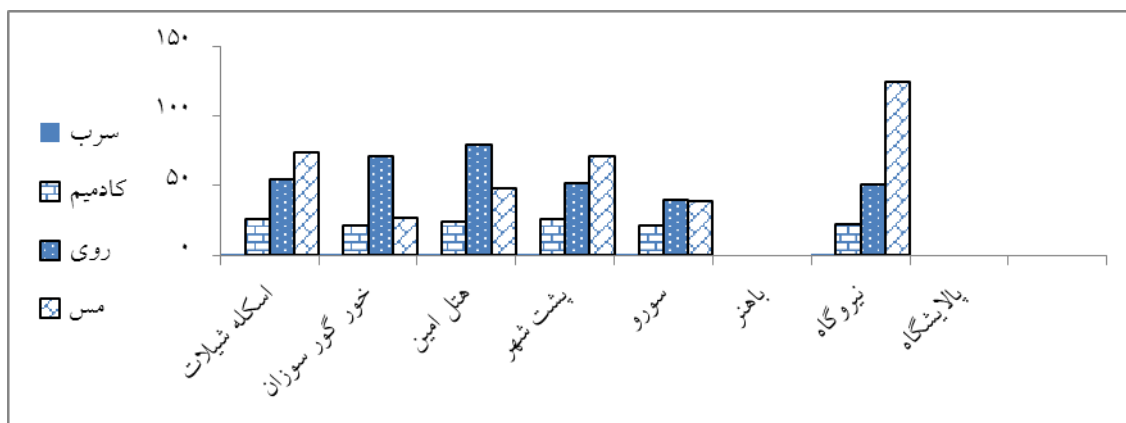
	سرب		کادمیم		روی		مس	
max	اسکله شیلات	۰.۳۱	اسکله رجایی	۶۱.۳	پست شهر	۱۷۹.۴	پست شهر	۳۸.۹
min	سورو	۰.۰۰۱	اسکله باهنر	۱۸.۷	اسکله باهنر	۳۹.۰	اسکله باهنر	۸.۵
mean		۰.۱۲		۴۵.۴		۱۰۷.۳		۱۹.۵
Stdev		۰.۱۲		۱۶.۸		۵۱.۵		۱۲.۰

جدول ۴- ۵: آزمون آنالیز واریانس یک طرفه جهت مقایسه مکانی میانگین غلظت فلزات مختلف در دو کفه ای ها را نشان می دهد که مطابق آن تفاوت معنی داری بین میانگین غلظت سرب در تمامی مناطق مورد مطالعه مشاهده می شود و در مورد کادمیم بین میانگین غلظت کادمیم در اسکله شیلات ، سورو ، پست شهر و اسکله باهنر تفاوت معنی داری مشاهده می شود ($p < 0.05$). در مورد میانگین غلظت روی و مس نیز همانند سرب تفاوت معنی داری بین تمام مناطق مشاهده می شود.

جدول ۴- ۵: زیر مجموعه های متجانس آزمون آنالیز واریانس یک طرفه برای میانگین غلظت فلزات سنگین در دوکفه ای ها

	سرب	کادمیم	روی	مس
اسکله شیلات	a	a	a	a
پست شهر	b	b	b	b
سورو	c	b	c	c
اسکله باهنر	d	c	d	d
نیروگاه	e	a	e	e

همچنین مقادیر مربوط به فلزات سنگین در خرچنگ ها در شکل ۴-۱۵ و جدول ۴-۶ مشاهده می شود. مطابق جدول ۱۶ بیشترین و کمترین مقادیر سرب در بدن خرچنگ ها در خور گورسوزان و پشت شهر به ترتیب با مقادیر ۰/۴۷ و ۰/۲۶۹ میکرو گرم بر گرم و کادمیم در اسکله شیلات به ترتیب با مقادیر ۲۶/۴ و ۲۱/۸ میکرو گرم بر گرم و فلز روی در پالایشگاه و خور گورسوزان به ترتیب با مقادیر ۷۸/۹ و ۳۹/۸ میکرو گرم بر گرم و بالاخره در مورد مس در مناطق پشت شهر و اسکله شیلات به ترتیب با مقادیر ۱۲۴/۳ و ۲۷ میکرو گرم بر گرم قابل مشاهده است.



شکل ۴-۱۵: توزیع مکانی میانگین غلظت فلزات سنگین در خرچنگ ها

جدول ۴-۶: بیشترین، کمترین و میانگین فلزات سنگین (گرم بر میکرو گرم) در مناطق مورد مطالعه در خرچنگ ها

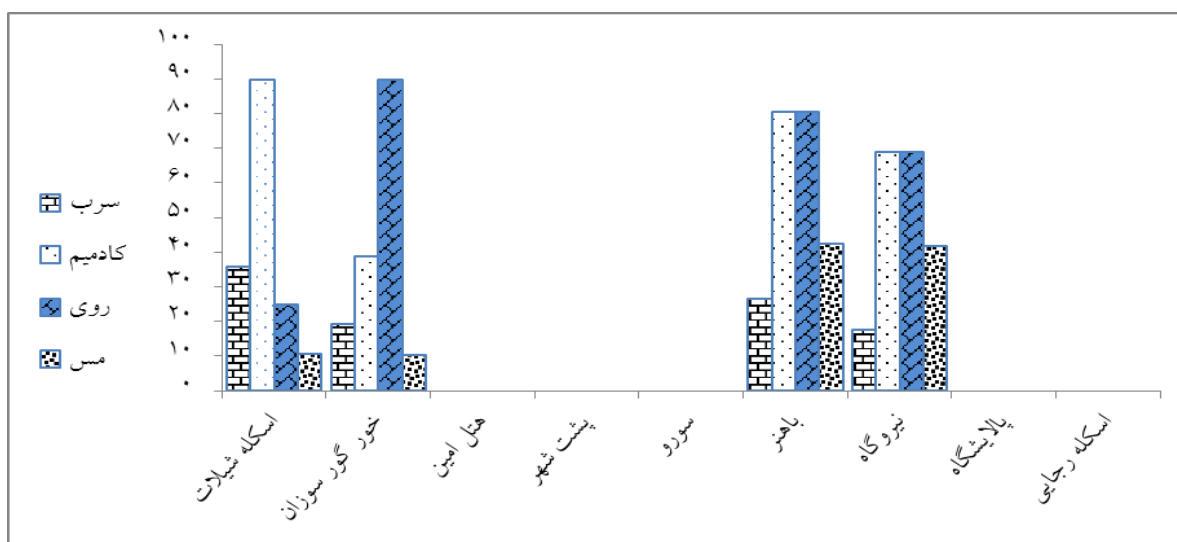
	سرب		کادمیم		روی		مس	
max	شیلات	۰.۴۷	اسکله شیلات	۲۶.۴	هتل امین	۷۸.۹	نیروگاه	۱۲۴.۳
min	پشت شهر	۰.۲۶۹	خور گورسوزان	۲۱.۸	سورو	۳۹.۸	خور گورسوزان	۲۷.۰
mean		۰.۳۴		۲۳.۸		۵۷.۹		۶۴.۱
Stdev		۰.۰۸		۲.۱		۱۴.۵		۳۴.۷

جدول ۴-۷ آزمون آنالیز واریانس یک طرفه جهت مقایسه مکانی میانگین غلظت فلزات مختلف در خرچنگ ها را نشان می دهد که مطابق آن میانگین غلظت سرب در اسکله شیلات بجز هتل امین با سایر مناطق دارای تفاوت معنی دار می باشد ($p < 0.05$) این تفاوت در مورد خور گورسوزان با سایر مناطق معنی دار بوده. برای میانگین غلظت کادمیم در اسکله شیلات بجز پشت شهر با سایر مناطق تفاوت معنی داری مشاهده شد و همچنین خور گورسوزان با هتل امین و پشت شهر و نیز پشت شهر با سورو و نیروگاه دارای تفاوت معنی دار می باشد ($p < 0.05$). در مورد میانگین غلظت روی و مس تمام مناطق با یکدیگر دارای تفاوت معنی داری می باشند ($P < 0.05$).

جدول ۴-۷: زیر مجموعه های متجانس آزمون آنالیز واریانس یک طرفه برای میانگین غلظت فلزات سنگین در خرچنگ ها

مس	روی	کادمیم	سرب	
a	a	c	b	اسکله شیلات
b	b	a	c	خور گور سوزان
c	c	b	b	هتل امین
d	d	c	a	پشت شهر
e	e	ab	a	سورو
f	f	ab	a	نیروگاه

بیشترین و کمترین مقادیر سرب مطابق شکل ۴-۱۶ و جدول ۴-۸ بدن پرتاران با مقادیر ۱۳/۸۵ و ۱۷/۴۶ میکروگرم بر گرم می باشد که به ترتیب مربوط به اسکله شیلات و نیروگاه است. این مقادیر در مورد کادمیم ۳۸/۷ و ۸۹/۸ بوده که به ترتیب متعلق به اسکله شیلات و خور گورسوزان است. بیشترین و کمترین مقادیر روی نیز به ترتیب متعلق به اسکله باهنر و خور گورسوزان با مقادیر ۸۹/۸ و ۲۴/۸ میکروگرم بر گرم می باشد. و بالاخره مقادیر ۴۲/۵ و ۱۰/۴ میکروگرم بر گرم بیشترین و کمترین مقادیر متعلق به فلز مس است که به ترتیب در اسکله باهنر و خور گورسوزان مشاهده می شود.



شکل ۴-۱۶: توزیع مکانی میانگین غلظت فلزات سنگین در پرتاران

جدول ۴-۸: بیشترین، کمترین و میانگین فلزات سنگین (گرم بر میکرو گرم) در مناطق مورد مطالعه در پرتاران

	سرب		کادمیم		روی		مس	
max	شیلات	۰.۲۸	اسکله شیلات	۳۵.۹	خور گورسوزان	۸۹.۸	اسکله باهنر	۴۲.۵
min	نیروگاه	۰.۱۲۰	خور گورسوزان	۱۷.۵	اسکله شیلات	۳۸.۷	خور گورسوزان	۱۰.۴

mean		۰.۱۹		۲۴.۸		۶۹.۴		۲۶.۳
Stdev		۰.۰۸		۸.۴		۲۲.۲		۰.۹

آزمون آنالیز واریانس یک طرفه در مورد مقایسه مکانی میانگین غلظت سرب تفاوت معنی داری بین اسکله شیلات، خور گورسوزان و نیروگاه مشاهده شد. بین میانگین غلظت کادمیم در اسکله شیلات با مقدار در سایر مناطق تفاوت معنی داری مشاهده شد. تفاوت معنی داری در میانگین غلظت روی بین تمام ایستگاه ها و میانگین غلظت مس بین اسکله شیلات و خور گورسوزان با اسکله باهنر و نیروگاه مشاهده شد (جدول ۹-۴)

جدول ۹-۴: زیر مجموعه های متجانس آزمون آنالیز واریانس یک طرفه برای میانگین غلظت فلزات سنگین در پرتاران

	سرب	کادمیم	روی	مس
اسکله شیلات	a	a	a	a
خور گور سوزان	c	b	b	a
اسکله باهنر	a	c	c	b
نیروگاه	b	b	d	b

۴-۲-۳- توزیع فلزات سنگین و ضرایب همبستگی

نتایج حاصل از بررسی ضریب همبستگی با فرض این که بین مقادیر فلزات در بافت گروه های مختلف ماکرو بنتوز همبستگی وجود ندارد منتج به نتایج زیر شد:

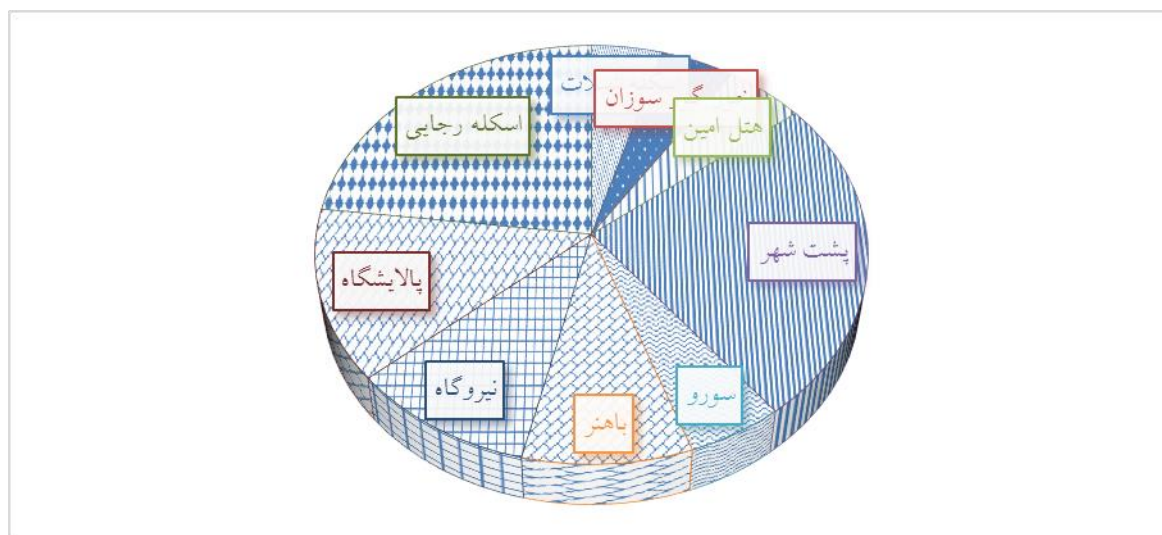
بین غلظت جفت فلز سرب/کادمیم رسوب ($p<0.01, r=-0.49$) و سرب/ مس رسوب ($P<0.01, r=-0.5$) و همچنین بین سرب / روی موجود در رسوب همبستگی معنی دار منفی ($P<0.05, r=-0.35$) مشاهده شد. بین غلظت مس/ روی موجود در رسوب همبستگی معنی داری ($p<0.01, r=0.7$) مشاهده شد و در بقیه جفت فلزات تفاوت معنی داری مشاهده نشد.

ضریب همبستگی بین غلظت فلزات سنگین در رسوب و شکم پایان نشان داد که بین غلظت روی رسوب / روی شکم پا و روی رسوب / سرب شکم پا ($p<0.05, r=0.34$) و روی رسوب / کادمیم شکم پا ($p<0.05, r=0.33$) همبستگی معنی داری وجود دارد. بین سرب رسوب / سرب شکم پا همبستگی معنی

دارمشاهده نشد ولی بین سرب شکم پا / کادمیم شکم پا ($p<0.01, r=0.84$) و سرب شکم پا / روی شکم پا ($p<0.01, r=0.68$) و نیز سرب شکم پا / مس شکم پا ($p<0.01, r=0.68$) همبستگی معنی دار مشاهده شد. مس رسوب با هیچ کدام از عوامل فلزی در شکم پایان همبستگی معنی داری نشان نداد ولی بین کادمیم رسوب / روی شکم پا ($p<0.01, r=0.9$) و کادمیم رسوب / مس شکم پا ($p<0.01, r=0.8$) همبستگی معنی دار مشاهده شد. بررسی نتایج ضریب همبستگی بین غلظت فلزات در رسوبات و دوکفه ای ها نشان داد که سرب با کادمیم در دو کفه ای ها همبستگی منفی ($p<0.05, r=-0.42$) و مس در رسوب با مس در دوکفه ای ها همبستگی معنی داری ($p<0.05, r=0.7$) دیده می شود. بین غلظت سرب رسوب / سرب خرچنگ ها ($p<0.01, r=0.69$) و نیز غلظت سرب رسوب / روی خرچنگ ($p<0.01, r=0.66$) همبستگی معنی داری در سطح دیده می شود. بین سرب رسوب / سرب پرتاران ($p<0.05, r=0.55$) و کادمیم رسوب / مس پرتاران ($p<0.01, r=0.82$) و سرب رسوب / مس پرتاران ($p<0.01, r=-0.61$) و سرب پرتاران / روی پرتاران ($p<0.05, r=-0.39$) همبستگی معنی داری وجود دارد.

۴-۳- مواد آلی کل

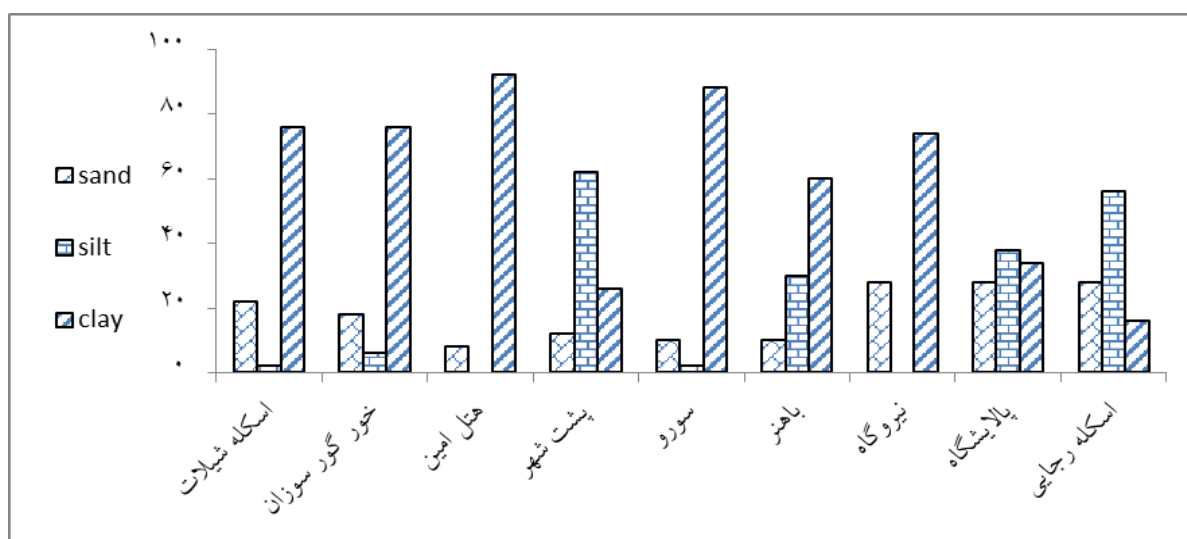
شکل ۴-۱۷ مواد آلی کل را در ایستگاه های نمونه برداری نشان می دهد. مطابق این شکل بیشترین کمترین مواد آلی کل با مقادیر ۱۰/۱۶ درصد و ۱/۶۹ درصد به ترتیب در پشت شهر واسکله شیلات بدست آمد.



شکل ۴-۱۷: درصد مواد آلی کل در مناطق مورد مطالعه

۴-۴- دانه بندی

نتایج حاصل از بررسی داده های مربوط به دانه بندی رسوبات در شکل ۴-۱۸ آمده است. مطابق این شکل در اکثر مناطق لای دانه بندی غالب راتشکیل می دهد. در پشت شهر و اسکله شیلات رس دانه بندی غالب را تشکیل می دهد.



شکل ۴-۱۸: در صد ذرات شن، رس و لای در مناطق مورد مطالعه

۴-۵- ضرایب همبستگی

بین مواد آلی کل و تمام فلزات موجود در رسوب (به جز کادمیم) ضریب همبستگی بالایی مشاهده شد. ($p < 0.01$) که در مورد سرب این همبستگی منفی ($r = -0.56$) و در مورد مس ($r = 0.84$) و روی ($r = 0.61$) مثبت بدست آمد.

بین مواد آلی کل و غلظت مس در شکم پایان ($p < 0.05, r = 0.4$) و نیز بین غلظت مس ($p < 0.01, r = 0.6$) در دوکفه ای ها و خرچنگ ها ($p < 0.01, r = -0.5$) همبستگی معنی داری مشاهده شد. بین ذرات شن با روی در رسوب ($p < 0.05, r = 0.4$)، سرب در شکم پایان ($p < 0.01, r = 0.5$)، کادمیم در شکم پایان ($p < 0.01, r = 0.5$)، سرب در دوکفه ای ها ($p < 0.05, r = -0.4$) و مس در خرچنگ ها ($p < 0.05, r = -0.4$) همبستگی معنی داری مشاهده شد.

بین ذرات رس با غلظت سرب رسوب ($p < 0.01, r = 0.5$)، روی در رسوب ($p < 0.01, r = -0.7$)، مس در رسوب ($p < 0.01, r = -0.9$)، مس در شکم پایان ($p < 0.05, r = -0.3$)، مس در دوکفه ای ها ($p < 0.01, r = -0.4$) و سرب در خرچنگ ها ضریب همبستگی معنی داری ($p < 0.05, r = 0.3$) مشاهده شد. بین ذرات لای و غلظت سرب در رسوب ($p < 0.01, r = 0.5$)، روی در رسوب ($p < 0.01, r = -0.7$)، غلظت مس در رسوب ($p < 0.01, r = -0.9$)، مس در شکم پایان ($p < 0.05, r = -0.3$)، مس در دوکفه ای ها ($p < 0.01, r = -0.9$) و سرب در خرچنگ ها ($p < 0.05, r = 0.3$) همبستگی معنی دار مشاهده شد.

برای درک بهتر ارتباط بین متغیر ها از روش تحلیل عاملی (PCA) استفاده شد و همانطور که در

جدول ۴- ۱۰ نشان داده شده است تعداد ۶ عامل اصلی که ۹۱ درصد تغییرات را توضیح می دهد بدست آمد. این عوامل از ۱ تا ۶ به ترتیب ۳۲، ۱۹، ۱۳، ۱۲، ۹ و ۵ درصد تغییرات را توضیح می دهد.

جدول ۴- ۱۰: تغییرات کلی ماتریکس عوامل برای فلزات سنگین در رسوب و بافت (تحلیل عاملی با چرخش واریماکس)

Component	Initial Eigenvalues			Rotation Sums of Squared Loadings		
	Total	% of variance	Cumulative %	Total	% of Variance	Cumulative %
1	6.8	32.4	32.4	5.5	26.2	26.2
2	4.0	19.2	51.7	3.5	16.6	42.8
3	2.7	13.1	64.7	3.2	15.2	58.0
4	2.5	11.7	76.5	2.6	12.5	70.5
5	1.9	9.2	85.7	2.5	11.8	82.2
6	1.0	4.8	90.5	1.7	8.3	90.5
7	1.0	4.6	95.2			
8	0.6	2.7	97.9			
9	0.3	1.5	99.3			
10	0.1	0.4	99.7			
11	0.0	0.1	99.8			
12	0.0	0.1	99.9			
13	0.0	0.1	99.9			
14	0.0	0.0	100.0			
15	0.0	0.0	100.0			
16	0.0	0.0	100.0			
17	0.0	0.0	100.0			
18	0.0	0.0	100.0			
19	0.0	0.0	100.0			
20	0.0	0.0	100.0			
21	0.0	0.0	100.0			

variable	Component						communality
	1	2	3	4	5	6	
St	0.56	-0.71	-0.07	-0.26	0.22	0.04	0.94
Pbs	-0.61	0.48	-0.02	-0.42	0.04	0.32	0.89
Cds	0.30	-0.84	0.25	-0.25	-0.02	-0.12	0.93
Zns	0.56	-0.30	-0.09	0.15	0.50	0.27	0.76
Cus	0.32	-0.45	-0.21	0.33	0.72	0.05	0.97
Pbg	0.74	0.35	0.41	-0.23	0.06	0.26	0.96
Cdg	0.83	0.50	-0.06	-0.16	0.06	0.06	0.98
Zng	0.91	0.32	-0.10	0.03	-0.04	-0.07	0.95
Cug	0.75	0.31	0.01	0.17	-0.05	-0.18	0.72
Pbb	-0.49	0.23	0.59	0.07	0.38	0.09	0.81
Cdb	0.41	0.22	-0.67	-0.33	0.00	0.33	0.89
Znb	-0.62	0.01	-0.53	0.47	-0.26	-0.05	0.96
Cub	-0.22	-0.24	0.15	0.80	0.37	0.11	0.92
Pbc	-0.58	0.40	0.32	-0.45	0.40	0.01	0.96
Cdc	0.08	0.38	-0.31	0.61	0.01	0.35	0.74
Znc	-0.78	0.06	0.46	-0.08	0.25	0.14	0.90
Cuc	0.35	-0.30	0.37	0.09	-0.52	0.57	0.96
Pbp	-0.73	-0.28	-0.45	-0.13	-0.02	0.31	0.94
Cdp	0.64	0.68	0.17	0.12	0.26	-0.06	0.98
Znp	0.03	0.28	0.62	0.57	-0.38	0.03	0.93
Cup	0.36	-0.75	0.42	-0.07	-0.22	0.12	0.94

۶-۴- تجمع زیستی

جدول ۴-۱۱ نتایج مربوط به محاسبه ضرایب تجمع زیستی مرتبط با فلزات سنگین را در بافت ماکروبتوز ها نشان می دهد.

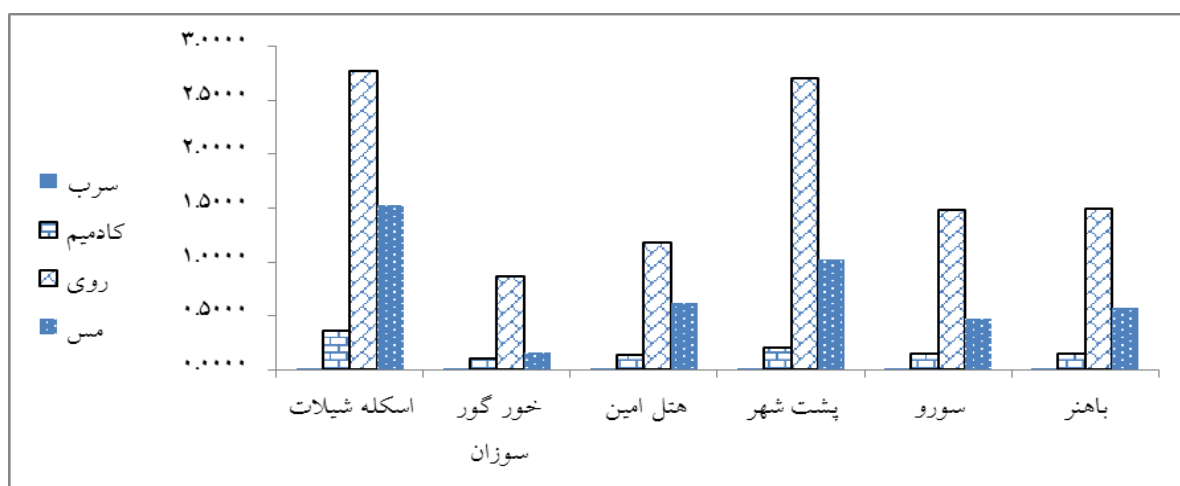
جدول ۴-۱۱ : مقادیر ضرایب تجمع زیستی فلزات سنگین در گرو های ماکروبتوز

فلز ایستگاه	دوکفه ای ها				خرچنگ ها				شکم پا				پرتاران			
	Pb	Cd	Zn	Cu	Pb	Cd	Zn	Cu	Pb	Cd	Zn	Cu	Pb	Cd	Zn	Cu
۱	0.14	61.32	84.03	14.81	0.37	26.36	54.15	74.31	0.22	105.55	187.95	172.70	35.87	89.79	24.84	10.66
BAF	0.00	0.21	1.24	0.13	0.00	0.09	0.80	0.66	0.00	0.37	2.77	1.53	0.11	0.31	0.37	0.09
۲					0.47	21.77	71.35	26.97	0.04	31.81	39.81	20.90	19.38	38.67	89.79	10.42
BAF					0.00	0.07	1.55	0.20	0.00	0.11	0.87	0.16	0.05	0.13	1.95	0.08
۳					0.38	23.99	78.93	48.48								
BAF					0.00	0.08	1.35	0.37								
۴	0.12	43.19	179.40	38.92	0.27	26.28	51.81	71.24	0.06	42.29	104.30	119.95				
BAF	0.00	0.14	2.04	0.20	0.00	0.09	0.59	0.37	0.00	0.14	1.18	0.63				
۵	0.00	45.76	120.45	8.49	0.29	21.83	39.85	39.03	0.08	64.06	161.60	125.40				
BAF	0.00	0.15	2.02	0.07	0.00	0.07	0.67	0.32	0.00	0.20	2.70	1.02				
۶	0.31	18.71	39.03	22.56					0.15	49.30	112.70	71.82				
BAF	0.00	0.06	0.52	0.15					0.00	0.15	1.49	0.47				
۷	0.02	57.83	113.50	12.81	0.28	22.73	51.15	124.30	0.12	47.69	105.40	68.03	26.66	80.56	80.56	42.55
BAF	0.00	0.18	1.61	0.11	0.00	0.07	0.72	1.06	0.00	0.15	1.49	0.58	0.11	0.25	1.14	0.28
۸													17.46	68.76	68.76	41.71
BAF													0.06	0.21	0.64	0.36
۹																

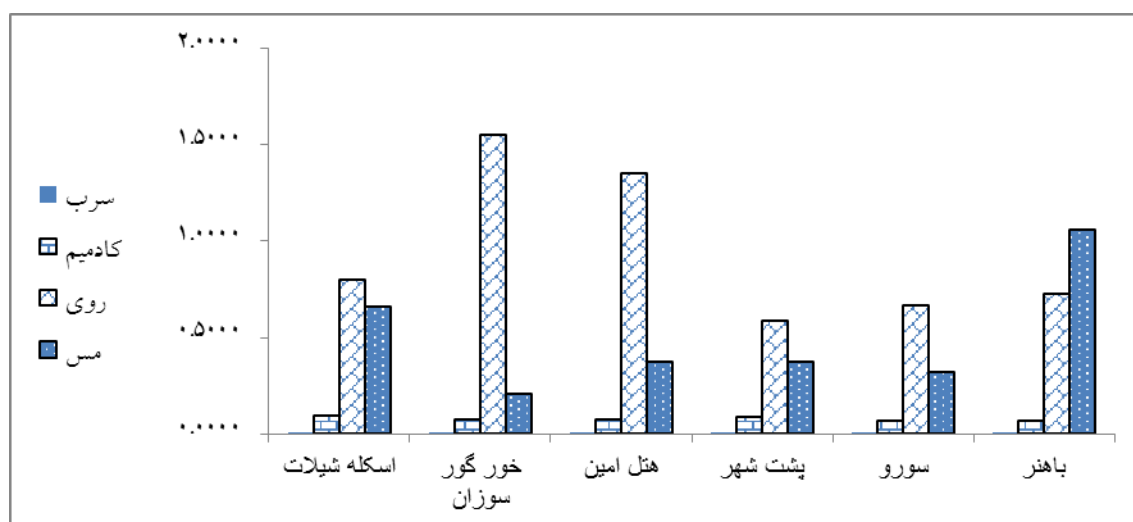
همچنین شکل ۴-۱۹ الی شکل ۴-۲۲ مقایسه مکانی میزان ضریب تجمع زیستی را در ماکروبتوز های متفاوت نشان می دهد.



شکل ۴-۱۹: مقادیر ضرایب تجمع زیستی در دو کفه ای ها



شکل ۴-۲۰: مقادیر ضرایب تجمع زیستی در شکم پایان



شکل ۴-۲۱: مقادیر ضرایب تجمع زیستی در خرچنگ ها



شکل ۴-۲۲: مقادیر ضرایب تجمع زیستی در پرتاران

مطابق این اشکال ضرایب تجمع زیستی مرتبط با روی و در مرتبه بعدی مس در تمام ایستگاه ها از رقم بالایی می باشد.

۴-۷- ارزیابی خطر فلزات سنگین

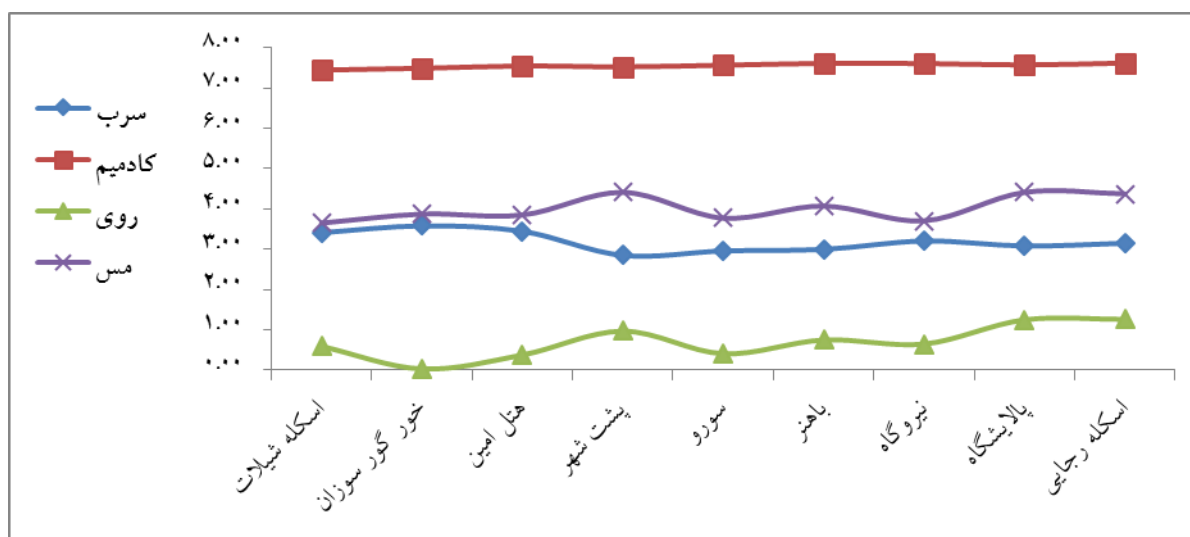
از شاخص های آلودگی جهت برآورد آلودگی فلزات سنگین استفاده می شود که از بین آنها سه شاخص منفرد و ۲ شاخص یکپارچه استفاده شد. مقادیر شاخص های آلودگی محاسبه شده در جدول ۴-۱۲ آمده است.

جدول ۴-۱۲: مقادیر شاخص های منفرد (چپ) و یکپارچه (راست) مورد استفاده در ارزیابی میزان خطر آلودگی

شاخص های یکپارچه	مس	روی	کادمیم	سرب	شاخص های منفرد	
اسکله شیلات	298.3	2.3	261.2	16.0	C_f	C_D
	308.5	6.8	287.4	6.9	$PER(Er^i)$	PERI
		0.6	7.4	3.4	Igeo	
خور گور سوزان	310.7	1.5	269.2	17.9	C_f	C_D
	15.0	0.0	7.5	3.6	$PER(Er^i)$	PERI
		4.6	296.2	7.7	Igeo	
هتل امین	320.4	2.0	280.5	16.3	C_f	C_D
	330.1	5.9	308.6	7.0	$PER(Er^i)$	PERI
		0.4	7.5	3.4	Igeo	
پشت شهر	321.7	2.9	276.0	10.8	C_f	C_D
	329.8	8.8	303.6	4.6	$PER(Er^i)$	PERI
		1.0	7.5	2.8	Igeo	
سورو	318.5	2.0	284.4	11.7	C_f	C_D
	332.0	6.0	312.8	5.0	$PER(Er^i)$	PERI
		0.4	7.6	3.0	Igeo	
	332.7	2.5	293.0	12.0	C_f	C_D

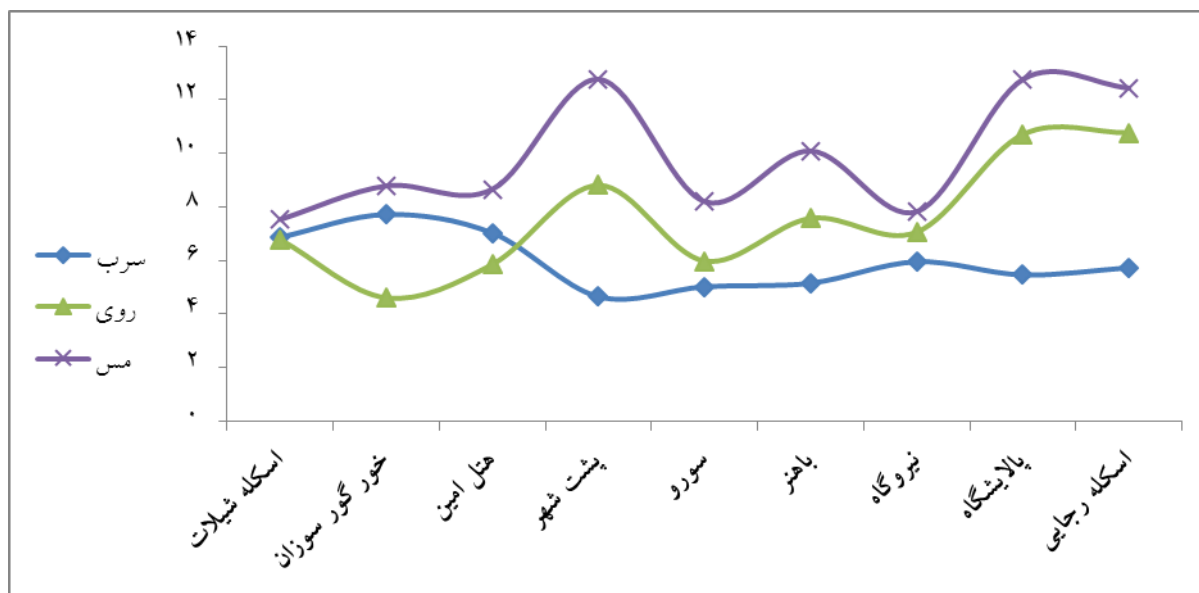
باهنر	PER(E_r^i)	5.1	322.3	7.6	10.1	345.1	PERI
	Igeo	3.0	7.6	0.8	4.1		
نیروگاه	C_f	13.8	292.2	2.4	19.6	328.0	C_D
	PER(E_r^i)	5.9	321.5	7.1	7.8	342.3	PERI
	Igeo	3.2	7.6	0.6	3.7		
پالایشگاه	C_f	12.7	285.5	3.6	31.9	333.7	C_D
	PER(E_r^i)	5.5	314.1	10.7	12.8	343.0	PERI
	Igeo	3.1	7.6	1.3	4.4		
اسکله رجایی	C_f	13.3	294.6	3.6	31.1	342.7	C_D
	PER(E_r^i)	5.7	324.1	10.8	12.4	353.0	PERI
	Igeo	3.2	7.6	1.3	4.4		

شکل ۴-۲۳ مقادیر شاخص Igeo را در مناطق مورد مطالعه نشان می دهد. مطابق این شکل بیشترین خطر الودگی مربوط به کادمیم بوده که از یک روند ثابتی در تمام مناطق برخوردار است.



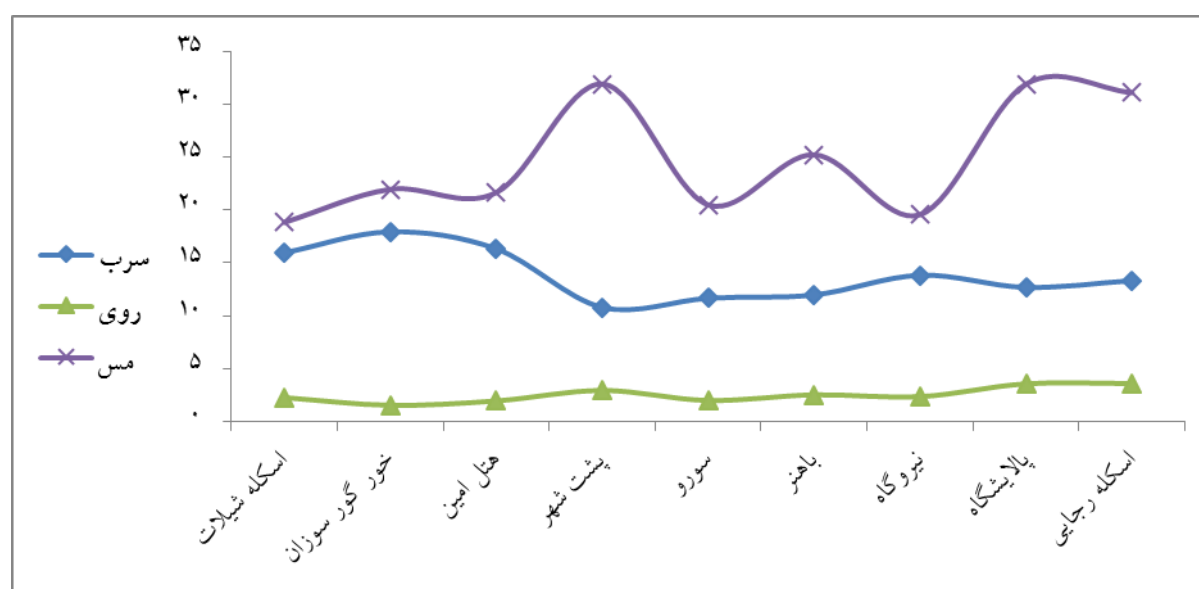
شکل ۴-۲۳: مقادیر شاخص منفرد Igeo مرتبط با فلزات سنگین در مناطق مورد مطالعه

شکل ۴-۲۴ مقادیر شاخص پتانسیل خطر اکولوژیک که از دیگر شاخص های منفرد می باشد را نشان می دهد. این شاخص در مورد مس و روی از اسکله شیلات به اسکله رجایی دارای روند افزایشی می باشد ولی در مورد سرب از یک روند کاهشی برخوردار است. با توجه به بالا بودن این شاخص و شاخص بعدی در رابطه با کادمیم نسبت به سایر فلزات از آوردن آن در این شکل خود داری شده است.



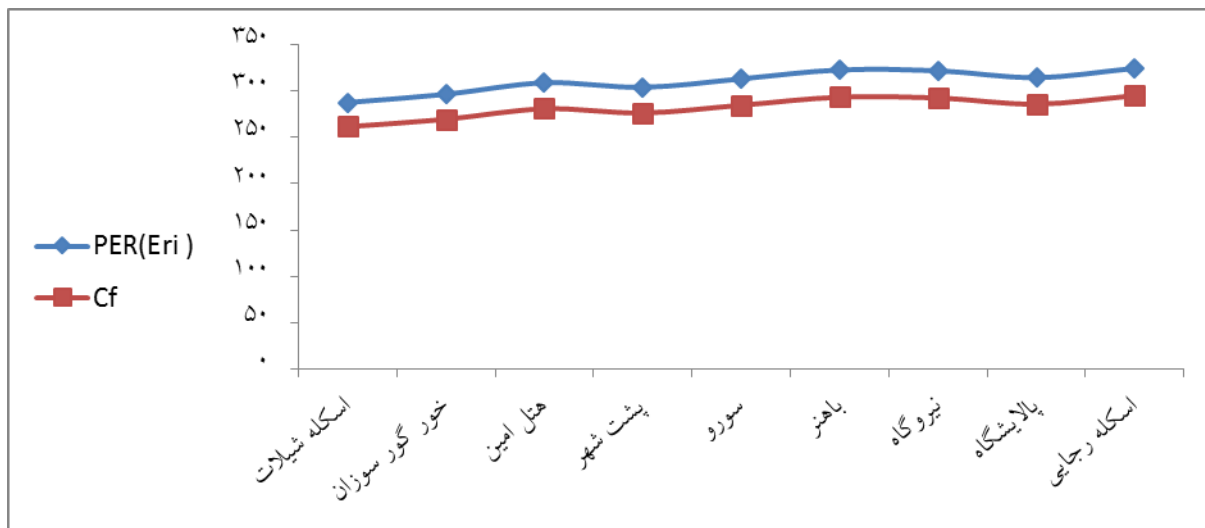
شکل ۴- ۲۴: مقادیر شاخص منفرد پتانسیل خطر اکولوژیک (PER) مرتبط با فلزات سنگین در مناطق مورد مطالعه

آخرین شاخص جهت ارزیابی خطر آلودگی فاکتور آلودگی است که روند آن در مناطق مورد مطالعه در شکل ۴- ۲۵ نشان داده شده است.



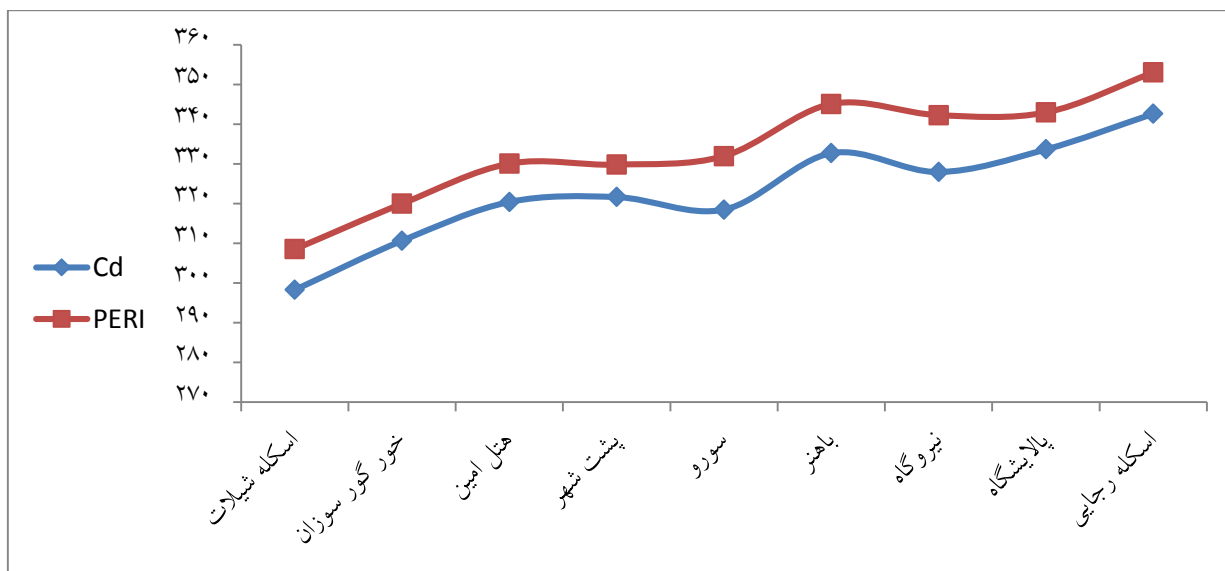
شکل ۴- ۲۵: مقادیر شاخص منفرد فاکتور آلودگی مرتبط با فلزات سنگین در مناطق مورد مطالعه

این شاخص هم در مورد مس و سرب از روندی همانند شاخص پتانسیل خطر اکولوژیک تبعیت می کند ولی در مورد روی از روند ثابتی برخوردار است.



شکل ۴-۲۶: روند تغییرات دو شاخص پتانسیل خطر اکولوژیک و فاکتور آلودگی مرتبط با کادمیم

نظر به مقیاس و مقادیر متفاوت دو شاخص پتانسیل خطر اکولوژیک و فاکتور آلودگی در مورد کادمیم از منحنی های جداگانه برای نشان دادن روند تغییرات آن ها در مناطق مورد مطالعه استفاده شد که هر دوی این شاخص از اسکله شیلات به اسکله رجایی از یک روند کم و بیش افزایشی برخوردار هستند. این روند در مورد دو شاخص یکپارچه درجه آلودگی و شاخص ضریب آلودگی نیز از روند مشابهی پیروی می نماید شکل ۴-۲۷.



شکل ۴-۲۷: روند تغییرات شاخص های یکپارچه درجه آلودگی (پایین) و شاخص ضریب آلودگی (بالا) در مناطق مورد بررسی

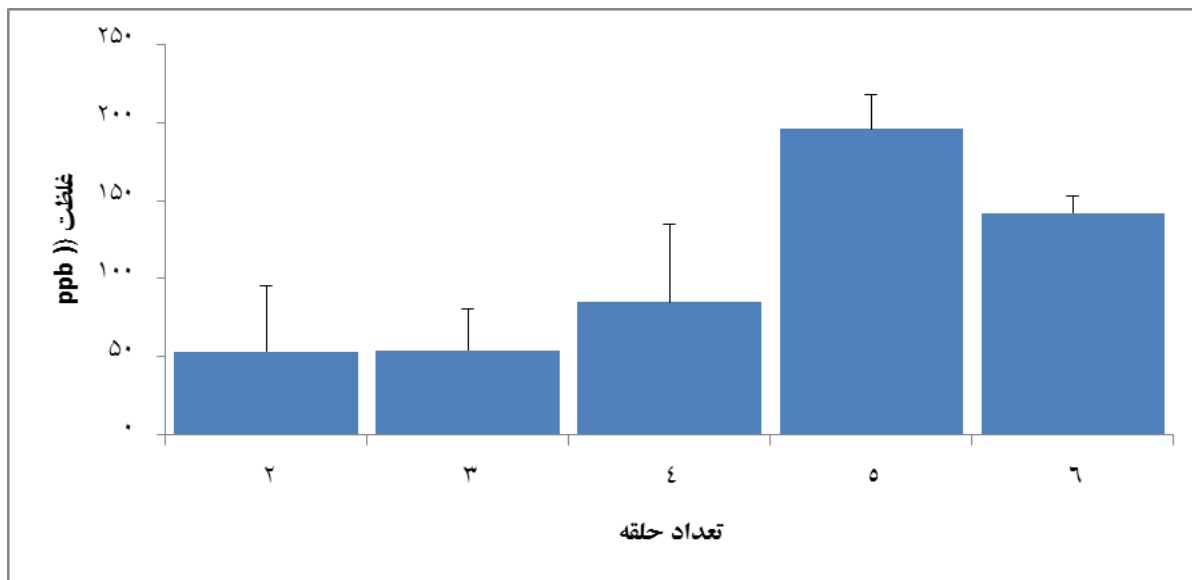
۴-۸- آلودگی های نفتی

نتایج بررسی هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای در رسوب ۱۶ ترکیب را نشان داد که شامل یک ترکیب دو حلقه ای ، ۵ ترکیب سه حلقه ای ، سه ترکیب چهار حلقه ای ، پنج ترکیب ۵ حلقه ای و دو ترکیب ۶ حلقه ای می باشد (جدول ۴-۱۳).

جدول ۴-۱۳ : اسامی هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای یافت شده در رسوبات در مناطق مورد مطالعه

فرمول شیمیایی	علامت اختصاری	تعداد حلقه	نام هیدروکربن حلقوی
C10H8	Na	۲	Naphthalene
C12H8	Acpy	۳	Acenaphthylene
C12H10	Acp	۳	Acenaphtene
C13H10	FL	۳	Flurene
C14H10	Phen	۳	Phenanthrene
C14H10	An	۳	Anthracene
C16H10	Flur	۴	Fluranthene
C14H10	Py	۴	Pyrene
C18H12	BaA	۴	Chrysene
C18H12	CHRY	۵	Banzo(a)anthracene
C20H12	BbF	۵	Benzo(b)fiuranthene
C20H12	BkF	۵	Benzo(k)fiuranthene
C20H12	Bap	۵	Benzo(a)pyrene
C22H14	dBAn	۵	Dibenzanthracene
	Icdp	۶	Indeno(1,2,3)pyrene
C22H12	Bpe	۶	Benzopyrylene

شکل ۴-۲۸ میانگین غلظت هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای را بر اساس تعداد حلقه ها در رسوب با هم مقایسه می نماید که مطابق آن میانگین غلظت PAH ها با حلقه های متفاوت دارای غلظت های متفاوتی می باشد بطوریکه ترکیبات ۵ حلقه ای و ۶ حلقه ای دارای غلظتی بیشتر از سایر ترکیبات هستند.



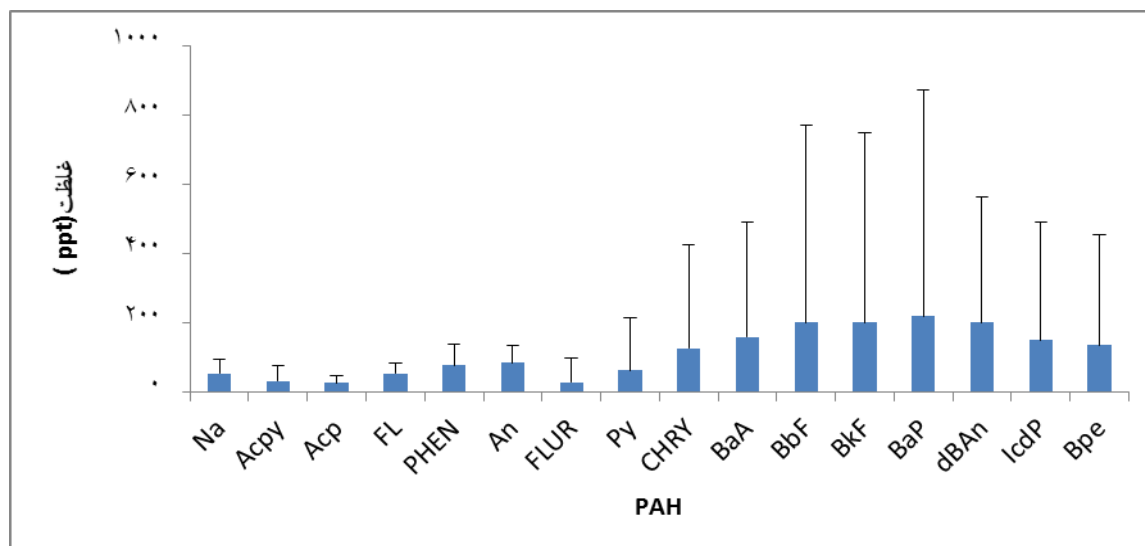
شکل ۴- ۲۸: مقایسه میانگین غلظت PAH ها در رسوب بر حسب تعداد حلقه ها در مناطق مورد مطالعه در طول دوره بررسی

بین میانگین غلظت ترکیبات ۵ حلقه ای با ترکیبات ۲ و ۳ و ۴ حلقه ای تفاوت معنی داری در سطح ۵ درصد دیده شد. بین ترکیبات ۶ حلقه ای و سه حلقه ای نیز تفاوتی در سطح ۵ درصد مشاهده شد و در سایر موارد تفاوت معنی داری بین میانگین غلظت ها مشاهده نشد (جدول ۴- ۱۴).

جدول ۴- ۱۴: زیر مجموعه های متجانس آزمون آنالیز واریانس یک طرفه برای میانگین غلظت (ppb) PAH ها در رسوب

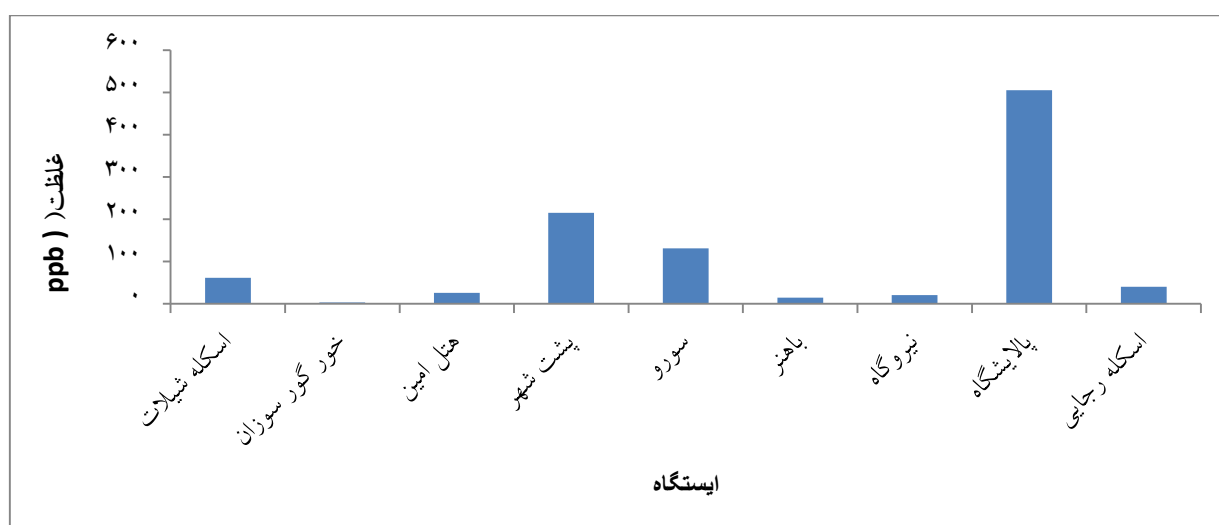
تعداد حلقه	۲	۳	۴	۵	۶	
غلظت	۵۳/۵ b	۵۴/۳ b	۸۴/۹ b	۱۹۵/۸ a	۱۴۱/۸ a	

شکل ۴- ۲۹: میانگین غلظت هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای را به تفکیک نشان می دهد. مطابق این شکل بیشترین میانگین غلظت متعلق به ترکیب ۵ حلقه ای Benzo(a)pyren با میانگین (ppb) ۲۱۹/۱۱ و کمترین مقدار متعلق به ترکیب سه حلقه ای Acenaphthene با میانگین (ppb) ۲۵/۸۳ بدست آمد.



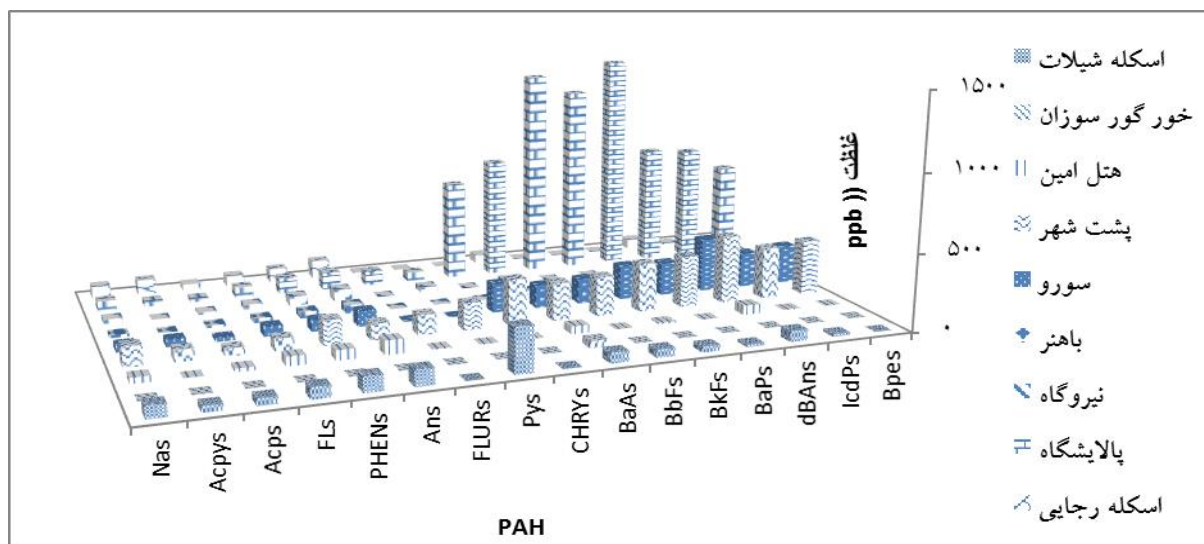
شکل ۴- ۲۹: میانگین غلظت PAH ها در مناطق نمونه برداری در طول دوره بررسی

میانگین غلظت کل PAH ها به تفکیک ایستگاه در شکل ۳۰ نشان داده شده است که مطابق این اشکال پالایشگاه دارای بیشترین تجمع این ترکیبات می باشد. پس از آن پشت شهر و سورو در جایگاه های بعدی قرار دارند.

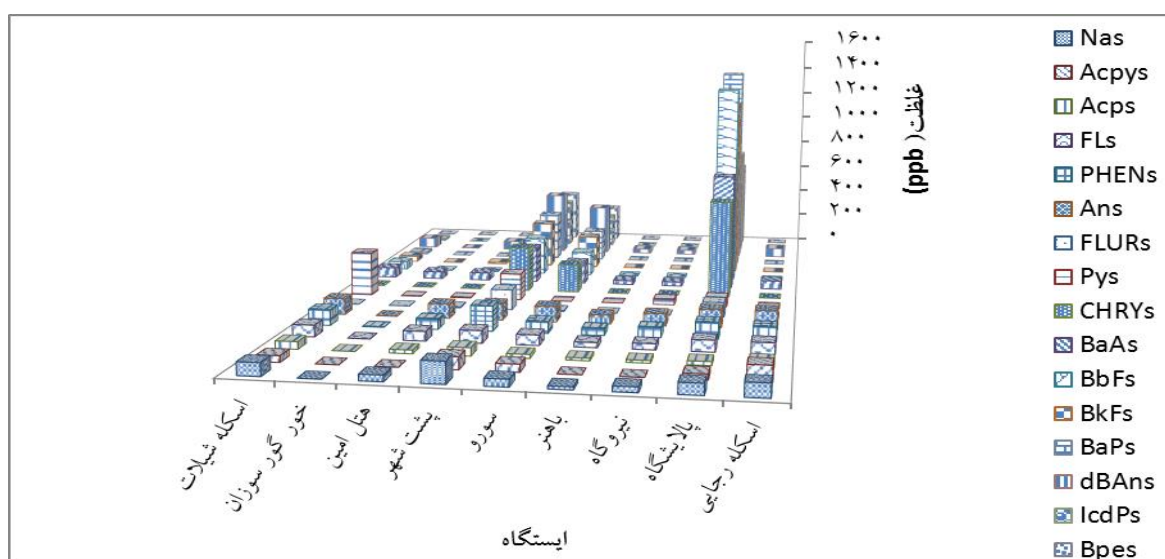


شکل ۴- ۳۰: میانگین غلظت کل PAH ها در ایستگاه های مورد مطالعه در طول دوره بررسی

شکل ۴- ۳۱ و شکل ۴- ۳۲ میانگین غلظت PAH ها را در ایستگاه های مختلف به تفکیک نشان می دهند. مطابق این اشکال بیشترین تجمع این ترکیبات در درجه اول در پالایشگاه و سپس در پشت شهر و سورو می باشد. نکته قابل توجه این است که اجتماعات این ترکیبات در این ایستگاه ها شامل ترکیبات ۵ و ۶ حلقه ای است.



شکل ۴- ۳۱: میانگین غلظت PAH به تفکیک ترکیب در طول دوره بررسی



شکل ۴- ۳۲: میانگین غلظت PAH به تفکیک ایستگاه در طول دوره بررسی

بررسی بر روی منابع آلاینده های PAH با توجه به جدول ۴- ۱۵ و آنچه که در مورد نسبت ایزومرهای PHEN/AN و نیز FLUR/PYR در بخش روش کار اشاره شد نشان داد که منشأ بیشتر این آلاینده ها فاضلاب های شهری بوده و نوع این ترکیبات نیز حاصل مواد پیروژنیک بوده نه پتروژنیک.

جدول ۴- ۱۵: نسبت ایزومرهای PAH (FLUR/Py و PHEN/An) به منظور تعیین منبع آلودگی

منبع آلودگی	ایستگاه	PHEN/AN	منشاء آلودگی	FLUR/PY	منشاء آلودگی	Reference
an runoff	شیلات	0.73	pyrogenic	-----	-----	Stout et al 2001
	خورگورسوزان	-----	-----	-----	-----	-----
urban runoff	هتل امین	0.74	pyrogenic		pyrogenic	Stout et al 2001
oke oven emmision	پشت شهر	0.72	pyrogenic	0.74	pyrogenic	Maher and islabe 1992
urban runoff	سورو	0.77	pyrogenic		-----	Stout et al 2001
urban runoff	باهنر	0.75	pyrogenic		-----	Stout et al 2001
urban runoff	نیروگاه	0.8	pyrogenic		-----	Stout et al 2001
creosote	پالایشگاه	1.05	pyrogenic	1.64	pyrogenic	Neff 2002
urban runoff	اسکله رجایی	0.77	pyrogenic	2.73	pyrogenic	Stout et al 2001

از روش تحلیل عاملی نیز برای تعیین منبع آلودگی مانند آنچه که برای فلزات سنگین انجام شد استفاده شد که در آن ۴ عامل اصلی بدست آمد که به ترتیب ۴۱/۵، ۲۲/۵، ۱۷/۲ و ۶/۲ درصد و مجموعاً ۸۷/۶ درصد تغییرات را تبیین می کند (جدول ۴- ۱۶).

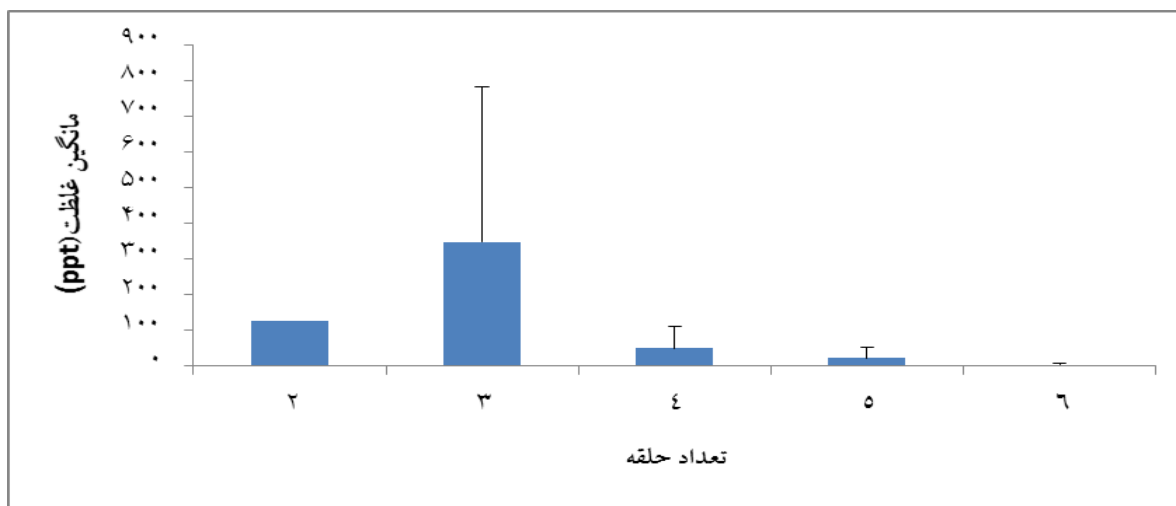
جدول ۴- ۱۶: روش تحلیل عاملی به منظور تعیین منبع آلودگی های نفتی

Component	Initial Eigenvalues			Rotation Sums of Squared Loadings		
	Total	% of Variance	Cumulative %	Total	% of Variance	Cumulative %
1	10.365	49.356	49.356	8.729	41.566	41.566
2	4.676	22.268	71.624	4.739	22.566	64.131
3	2.188	10.418	82.042	3.627	17.272	81.403
4	1.185	5.641	87.684	1.319	6.281	87.684
5	0.854	4.067	91.751			
6	0.805	3.833	95.583			
7	0.479	2.282	97.865			
8	0.189	0.9	98.765			
9	0.106	0.503	99.268			
10	0.078	0.372	99.64			
11	0.051	0.243	99.883			
12	0.018	0.086	99.97			
13	0.004	0.02	99.99			
14	0.001	0.005	99.995			
15	0.001	0.004	99.999			
16	0	0.001	100			
17	1.22E-05	5.81E-05	100			
18	4.48E-06	2.14E-05	100			
19	3.00E-06	1.43E-05	100			
20	2.73E-07	1.30E-06	100			
21	4.95E-08	2.36E-07	100			
Component						

variable	1	2	3	4	community
TOM	0.4637601	0.6706957	-0.5149602	-0.158405	0.955
sand	0.3079023	0.308251	-0.2902085	0.6003039	0.634
silt	0.4963413	0.512021	-0.6521257	-0.1753497	0.965
clay	-	-0.528803	0.6517287	-0.0042448	0.974
TPHppb	-	0.5752786	-0.2386937	0.081293	0.496
Nas	0.592442	0.7190326	0.2175189	-0.1951027	0.953
Acpys	0.5897306	0.4923932	-0.0221275	-0.1089664	0.603
Acps	0.3739859	0.7189286	0.3352313	0.0640214	0.773
FLs	0.526445	0.5925934	0.4389073	0.2841593	0.902
PHENs	0.7494232	0.4240507	0.3667116	-0.1270691	0.892
Ans	0.5269392	0.504606	0.3746931	0.4855996	0.908
FLURs	0.8534327	-0.0611761	-0.0032781	-0.3894522	0.884
Pys	0.3809535	0.2745425	0.5253713	-0.3749171	0.637
BaAs	0.8978058	-0.3941934	-0.0639865	0.1168682	0.979
CHRYs	0.9328056	-0.342366	-0.0195321	-0.0231918	0.988
BbFs	0.8682033	-0.4232765	-0.0969934	0.1704016	0.971
BkFs	0.8886201	-0.4223546	-0.0675346	0.1216918	0.987
BaPs	0.8798227	-0.4253789	-0.0767637	0.1237784	0.976
IcdPs	0.9342308	-0.3369664	-0.0136133	-0.0117141	0.987
dBAns	0.9393245	-0.2965966	0.0499704	-0.0355787	0.974
Bpes	0.9275365	-0.3241594	0.0272678	-0.0902311	0.974

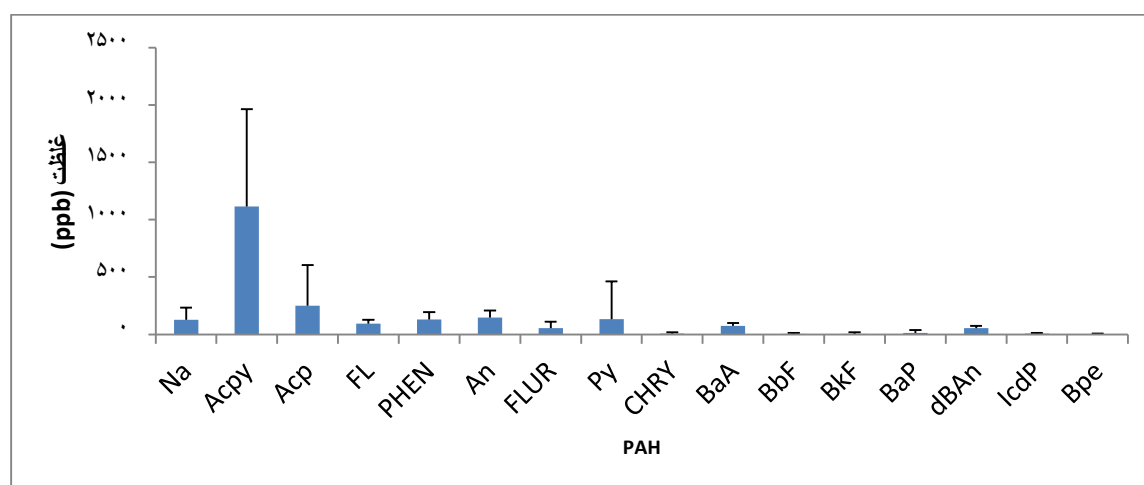
۴-۸-۲- شکم پایان

شکل ۴-۳۳ میانگین غلظت ترکیبات متفاوت بر حسب تعداد حلقه ها را در شکم پایان نشان می دهد. مطابق این شکل در شکم پایان بر عکس رسوب غلظت ترکیبات سه حلقه ای و دو حلقه ای بیش از ۵ حلقه ای و ۶ حلقه ای است اگر چه تفاوت آماری از این نظر در هیچ سطحی مشاهده نشد ($p>0.05$).



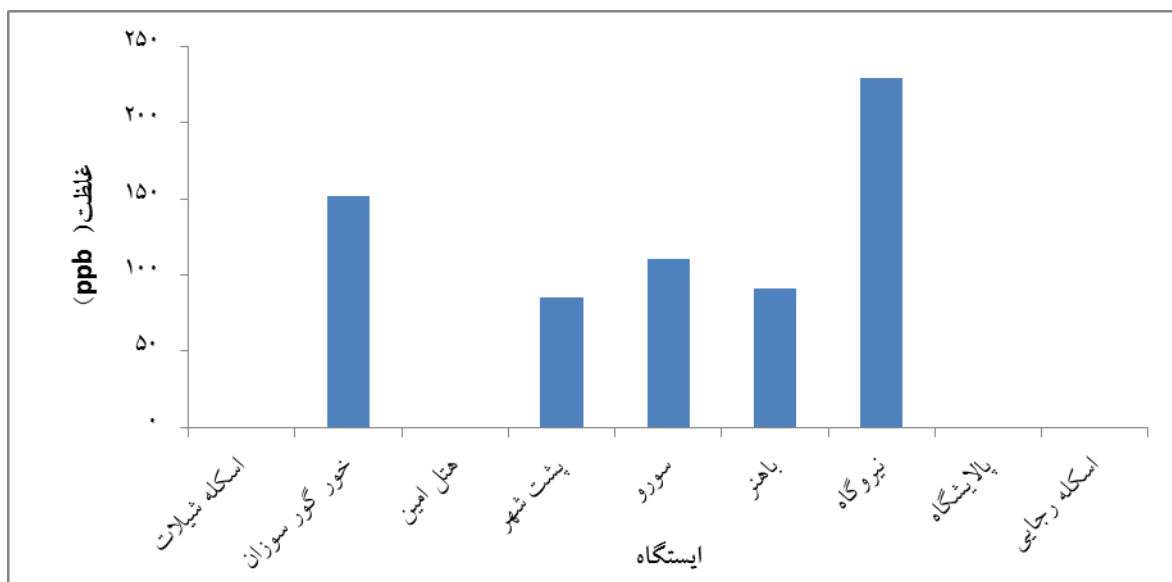
شکل ۴-۳۳: مقایسه میانگین غلظت PAH ها بر حسب تعداد حلقه ها در شکم پایان طول دوره بررسی

شکل ۴-۳۴: میانگین غلظت هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای را به تفکیک در شکم پایان نشان می دهد. مطابق این شکل بیشترین میانگین غلظت متعلق به ترکیب ۳ حلقه ای Acenaphthene با میانگین (ppb) ۱۱۱۷ و کمترین مقدار متعلق به ترکیب ۶ حلقه ای Benzopyrylene با میانگین (ppb) ۲ بدست آمد.



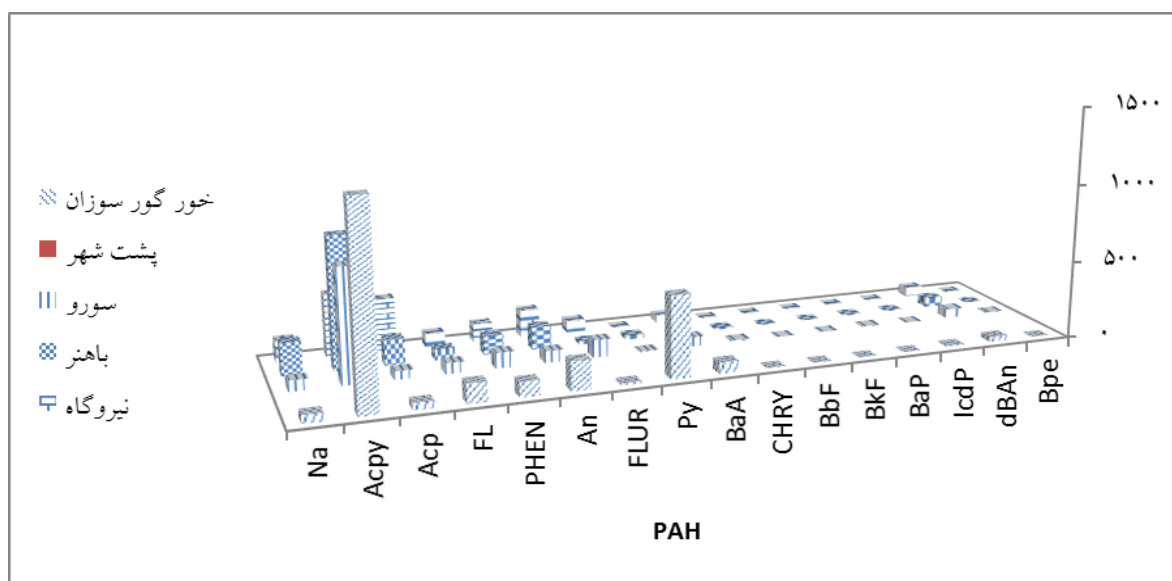
شکل ۴-۳۴: میانگین غلظت PAH ها در مناطق نمونه برداری در طول دوره بررسی

شکل ۴-۳۵: میانگین غلظت کل PAH ها را به تفکیک ایستگاه در شکم پایان نشان داده می دهد. مطابق این اشکال نیروگاه و خور گورسوزان دارای بیشترین میانگین غلظت بودند. (اسکله شیلات، هتل امین، پالایشگاه و اسکله رجایی فاقد نمونه های شکم پا بودند).

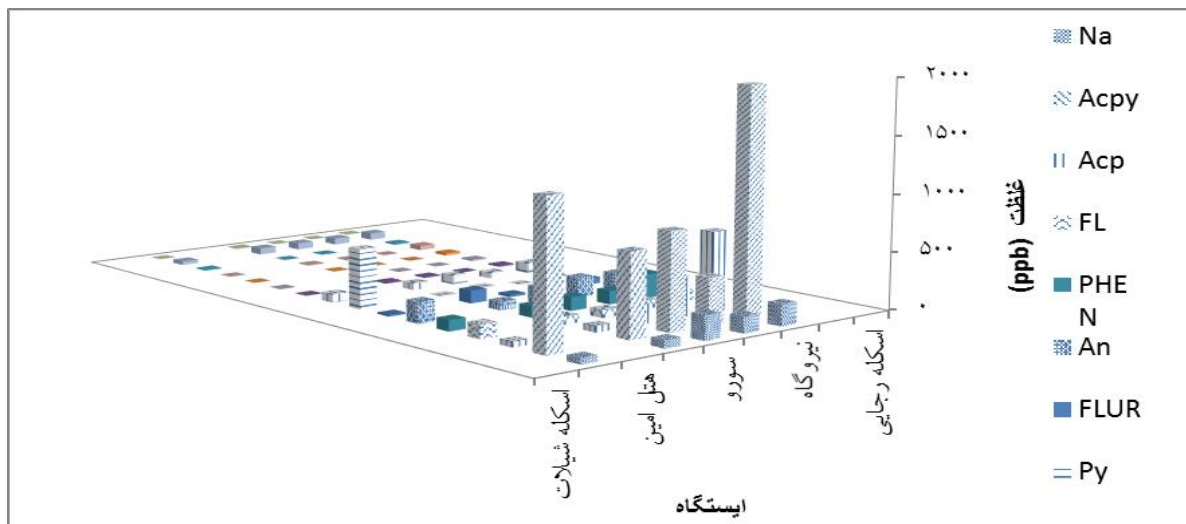


شکل ۴-۳۵: میانگین غلظت کل PAH ها در شکم پایان در ایستگاه های مورد مطالعه در طول دوره بررسی

شکل ۴-۳۶ و شکل ۴-۳۷ میانگین غلظت PAH ها را در شکم پایان در ایستگاه های مختلف به تفکیک نشان می دهند. مطابق این اشکال بیشترین تجمع این ترکیبات در درجه اول در نیروگاه و سپس در خور گور سوزان می باشد.



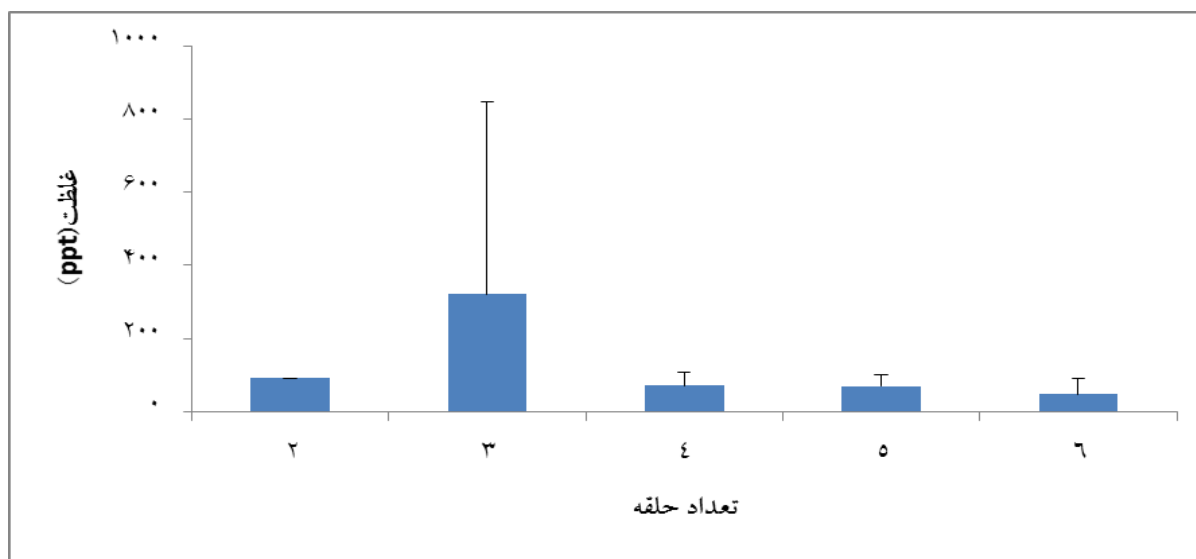
شکل ۴-۳۶: میانگین غلظت PAH به تفکیک ترکیب در شکم پایان در طول دوره بررسی



شکل ۴-۳۷: میانگین غلظت PAH ها به تفکیک ایستگاه در شکم پایان در طول دوره بررسی

۴-۸-۳-دوکفه ای ها

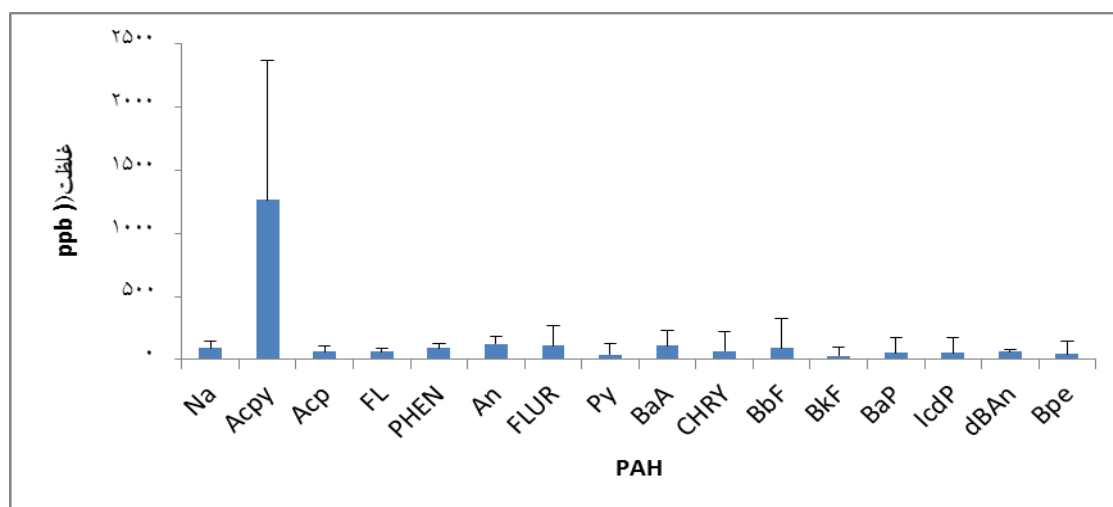
شکل ۴-۳۸: میانگین غلظت ترکیبات متفاوت بر حسب تعداد حلقه ها را دو کفه ای ها نشان می دهد. مطابق این شکل در دو کفه ای ها نیز بر عکس رسوبات غلظت ترکیبات سه حلقه ای بیش از دو حلقه ای ۵ حلقه ای و ۶ حلقه ای است که در مورد این گروه نیز تفاوت آماری از این نظر در هیچ سطحی مشاهده نشد ($p>0.05$)



شکل ۴-۳۸: مقایسه میانگین غلظت PAH ها بر حسب تعداد حلقه ها در دوکفه ای ها در طول دوره بررسی

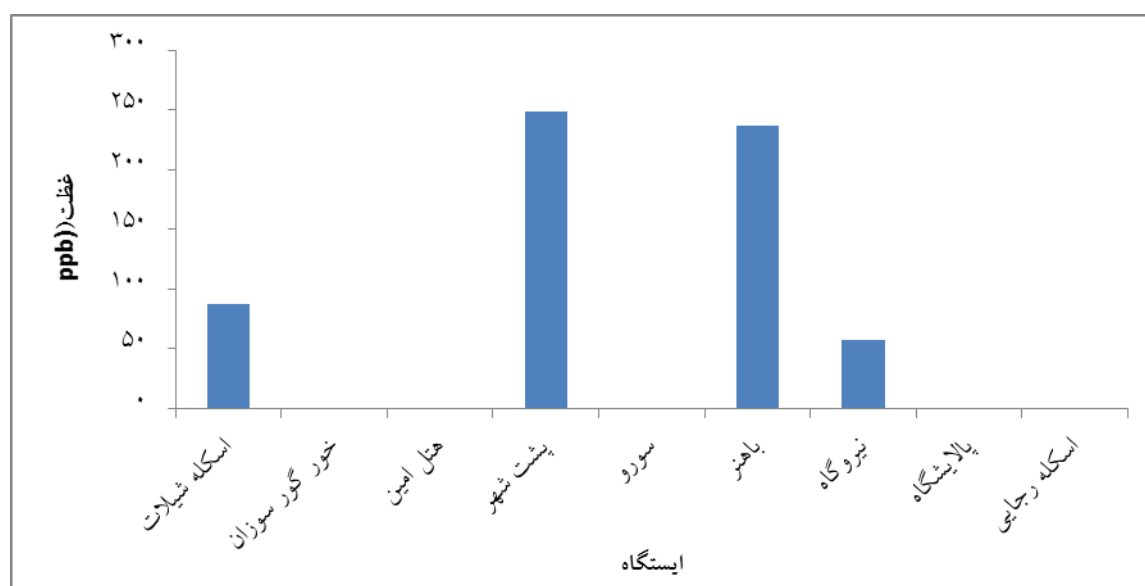
شکل ۴-۳۹: میانگین غلظت هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای را به تفکیک در دو کفه ای ها نشان می دهد. مطابق این شکل بیشترین میانگین غلظت متعلق به ترکیب ۳ حلقه ای Acenaphthene با

میانگین (ppb) ۱۲۶۱ و کمترین مقدار متعلق به ترکیب ۶ حلقه ای Benzopyrylene با میانگین (ppb) ۳۲ بدست آمد.



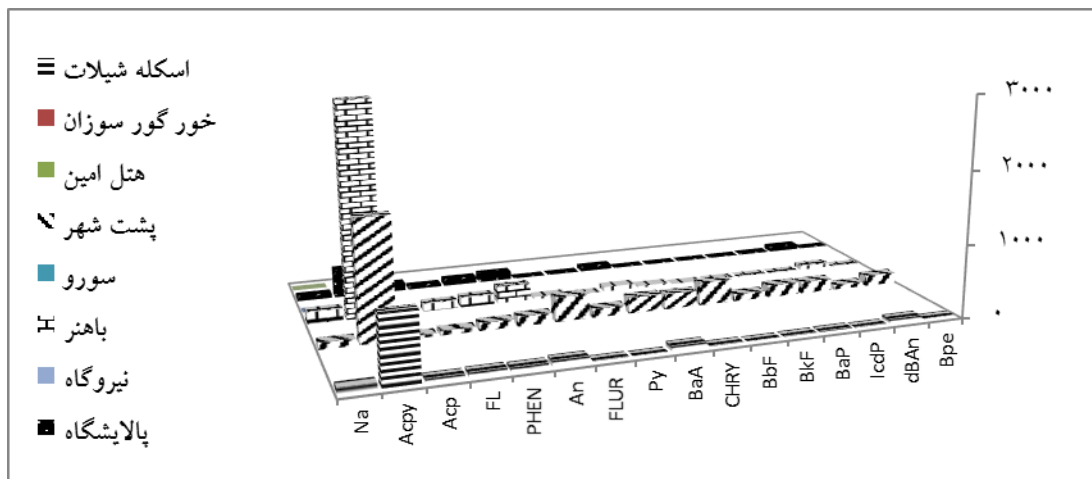
شکل ۴-۳۹: میانگین غلظت PAH ها به تفکیک ترکیب دو کفه ای ها در طول دوره بررسی

شکل ۴-۴۰: میانگین غلظت کل PAH ها را به تفکیک ایستگاه در دو کفه ای ها نشان داده می دهد. مطابق این اشکال پست شهر و اسکله باهنر دارای بیشترین میانگین غلظت بودند. (اسکله شیلات، پست شهر، نیروگاه و اسکله باهنر و اجد نمونه های دو کفه ای بودند).

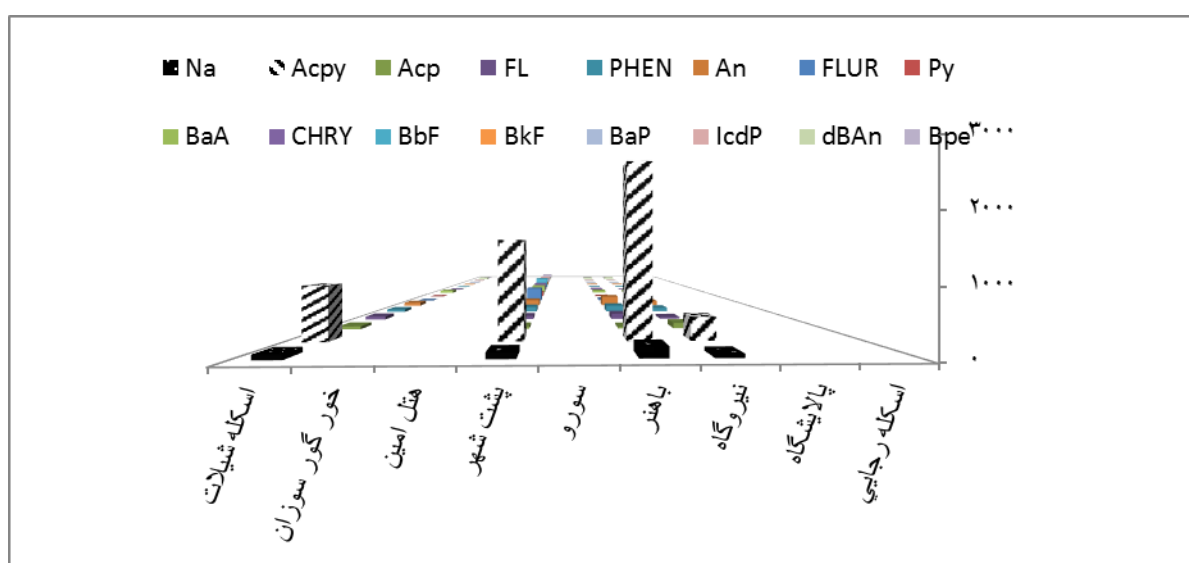


شکل ۴-۴۰: میانگین غلظت کل PAH ها در دو کفه ای ها به تفکیک ایستگاه در طول دوره بررسی

شکل ۴-۴۱ و شکل ۴-۴۲ میانگین غلظت PAH ها را در دو کفه ای به تفکیک ایستگاه و ترکیب نشان می دهد. مطابق این اشکال بیشترین تجمع این ترکیبات در درجه اول در اسکله باهنر و سپس در پست شهر می باشد. اسکله شیلات، پست شهر و اسکله باهنر (شکل ۴-۴۱) از نظر دارا بودن مقادیر Acenaphtylen قابل توجه هستند (شکل ۴-۴۲).



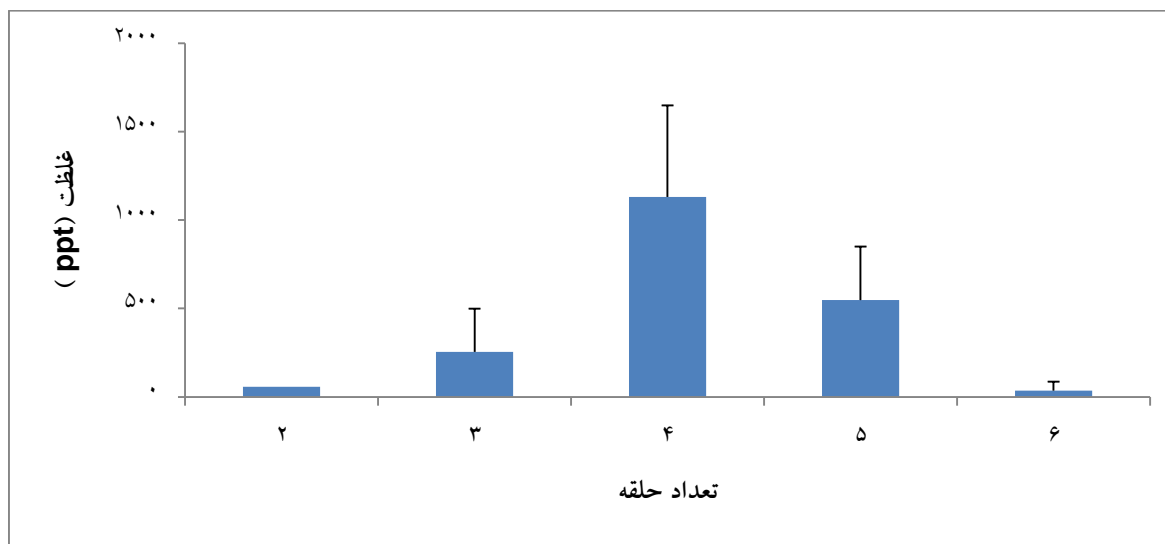
شکل ۴- ۴۱: میانگین غلظت PAH به تفکیک ترکیب در دو کفه ای ها در طول دوره بررسی



شکل ۴- ۴۲: میانگین غلظت PAH ها به تفکیک ایستگاه در دو کفه ای ها در طول دوره بررسی

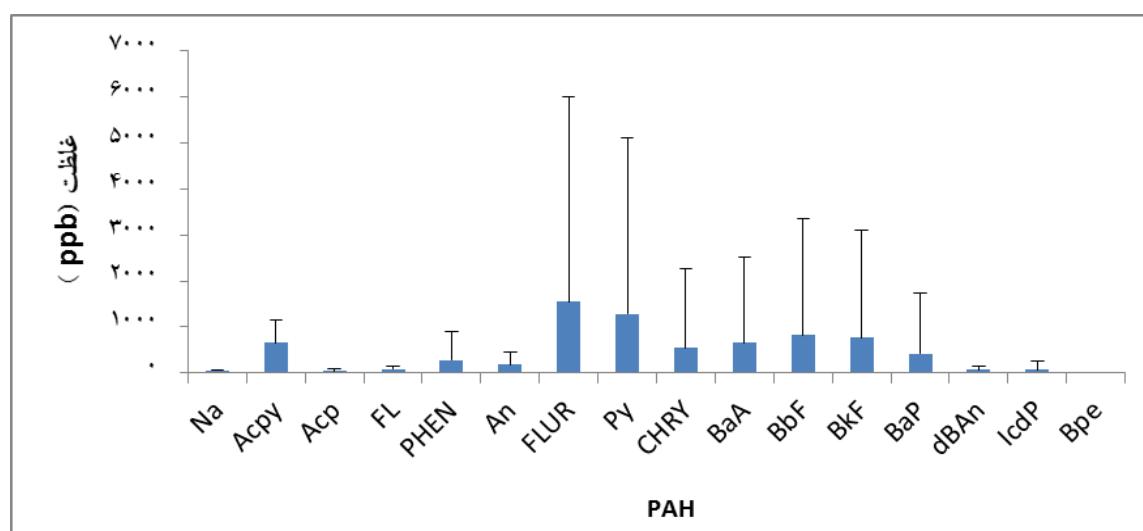
۴-۸-۴- خرچنگ ها

شکل ۴- ۴۳: میانگین غلظت ترکیبات متفاوت بر حسب تعداد حلقه ها را خرچنگ ها نشان می دهد. مطابق این شکل در خرچنگ ها غلظت ترکیبات ۴ حلقه ای و ۵ حلقه ای بیش از سایر ترکیبات بوده و فقط بین ۴ حلقه ای ها با سایر ترکیبات به جز ۵ حلقه ای ها تفاوت معنی داری مشاهده شد ($p > 0.05$).



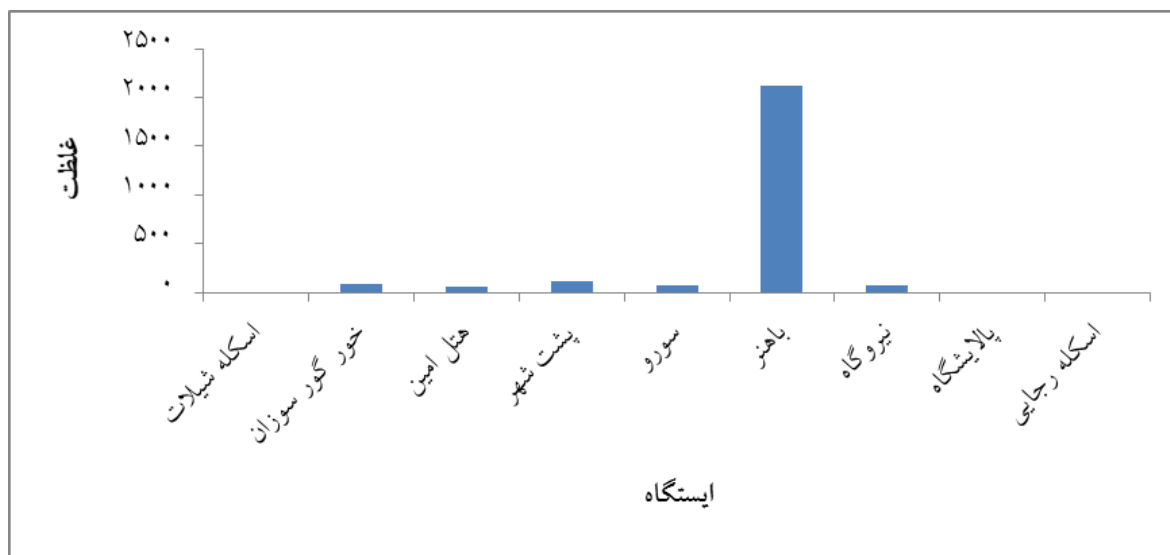
شکل ۴- ۴۳ : مقایسه میانگین غلظت PAH ها بر حسب تعداد حلقه ها در خرچنگ ها طول دوره بررسی

شکل ۴- ۴۴ : میانگین غلظت هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای را به تفکیک در خرچنگ ها نشان می دهد. مطابق این شکل بیشترین میانگین غلظت متعلق به ترکیب ۴ حلقه ای Fluranthene با میانگین (ppb) ۱۵۵۱ و کمترین مقدار متعلق به ترکیب ۶ حلقه ای Benzopyrylene با میانگین (ppb) ۰ بدست آمد.



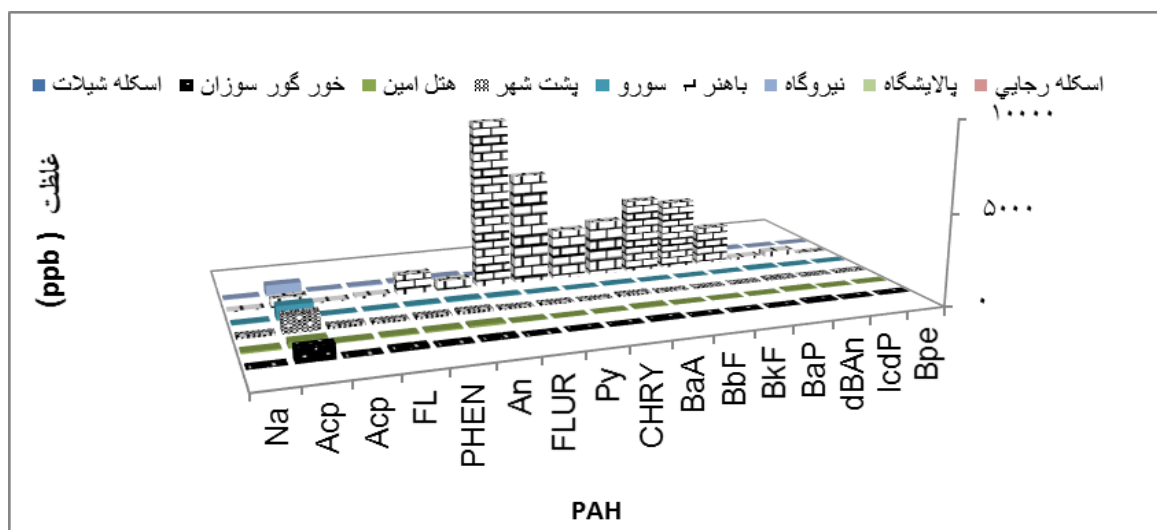
شکل ۴- ۴۴ : میانگین غلظت PAH ها به تفکیک ترکیب در خرچنگ ها در طول دوره بررسی

شکل ۴- ۴۵ : میانگین غلظت کل PAH ها را به تفکیک ایستگاه در خرچنگ ها نشان می دهد . مطابق این اشکال اسکله باهنر دارای بیشترین میانگین غلظت PAH ها بودند. (اسکله شیلات، پالایشگاه و اسکله رجایی فاقد نمونه های خرچنگ بودند).

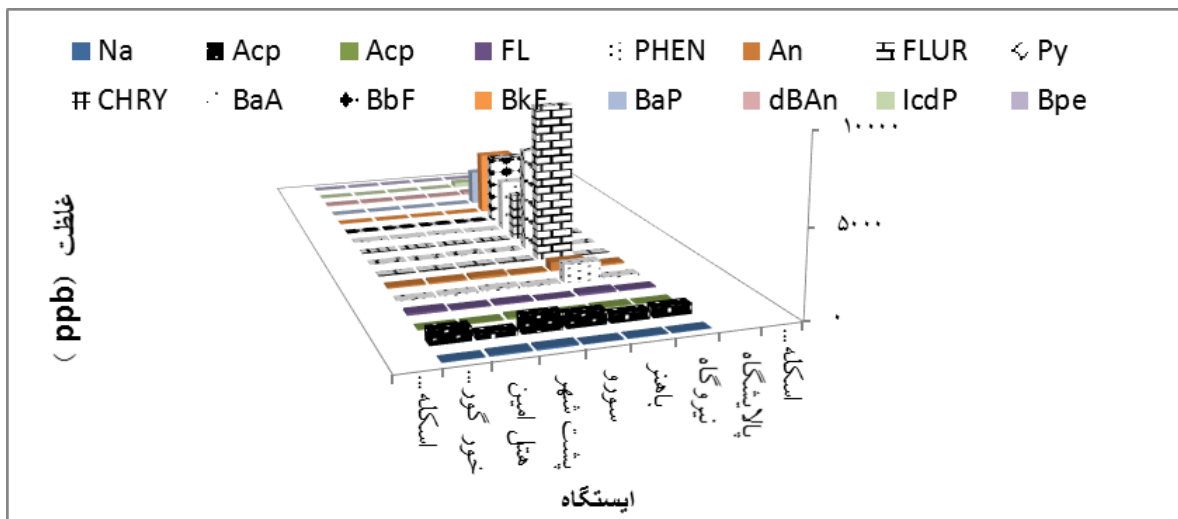


شکل ۴-۴۵: میانگین غلظت کل PAH ها در خرچنگ ها به تفکیک ایستگاه در طول دوره بررسی

شکل ۴-۴۶ و شکل ۴-۴۷ میانگین غلظت PAH ها را در خرچنگ ها به تفکیک ایستگاه و ترکیب نشان می دهد. مطابق این اشکال بیشترین تجمع این ترکیبات در اسکله باهنر (شکل ۴-۴۶) از نظر دارا بودن مقادیر Flouranthene و سایر ترکیبات ۴ حلقه ای می باشد قابل توجه هستند (شکل ۴-۴۷).



شکل ۴-۴۶: میانگین غلظت PAH به تفکیک ترکیب در خرچنگ ها در طول دوره بررسی

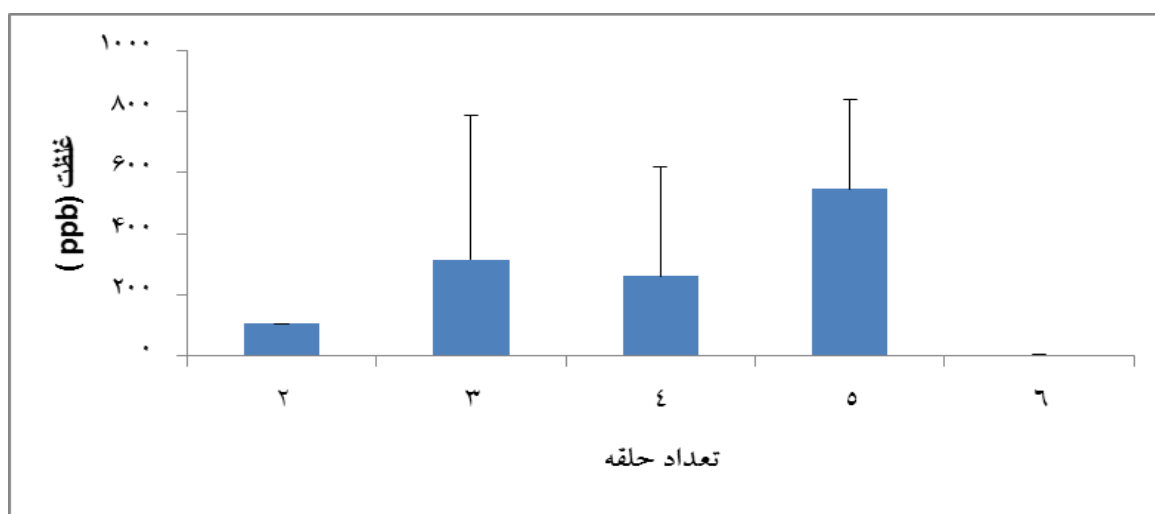


شکل ۴- ۴۷: میانگین غلظت PAH ها به تفکیک ایستگاه در دو خرچنگ ها در طول دوره بررسی

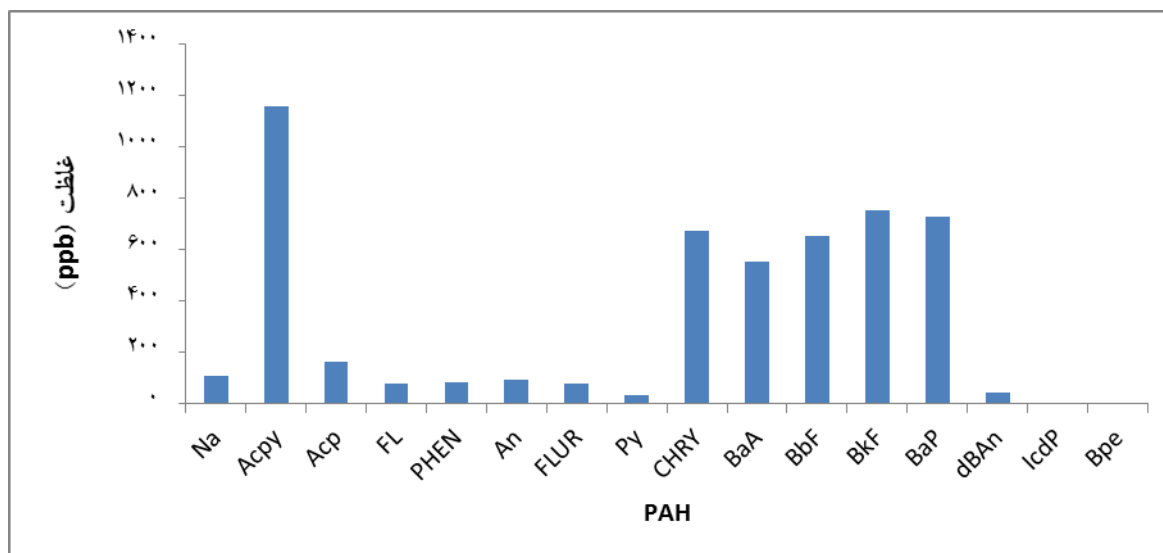
۴-۷-۵- پرتاران

شکل ۴- ۴۸: میانگین غلظت ترکیبات متفاوت بر حسب تعداد حلقه ها را در پرتاران نشان می دهد. مطابق این شکل در پرتاران غلظت ترکیبات ۵ حلقه ای بیش از سایر ترکیبات بوده ولی تفاوت آماری در هیچ سطحی بین آن ها مشاهده نشد ($p > 0.05$).

شکل ۴- ۴۹: میانگین غلظت هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای را به تفکیک در پرتاران نشان می دهد. مطابق این شکل بیشترین میانگین غلظت متعلق به ترکیب ۴ حلقه ای Acenaphthylen با میانگین (ppb) ۱۱۵۶ و کمترین مقدار متعلق به دو ترکیب ۶ حلقه ای با میانگین (ppb) ۲ و ۰ بدست آمد.

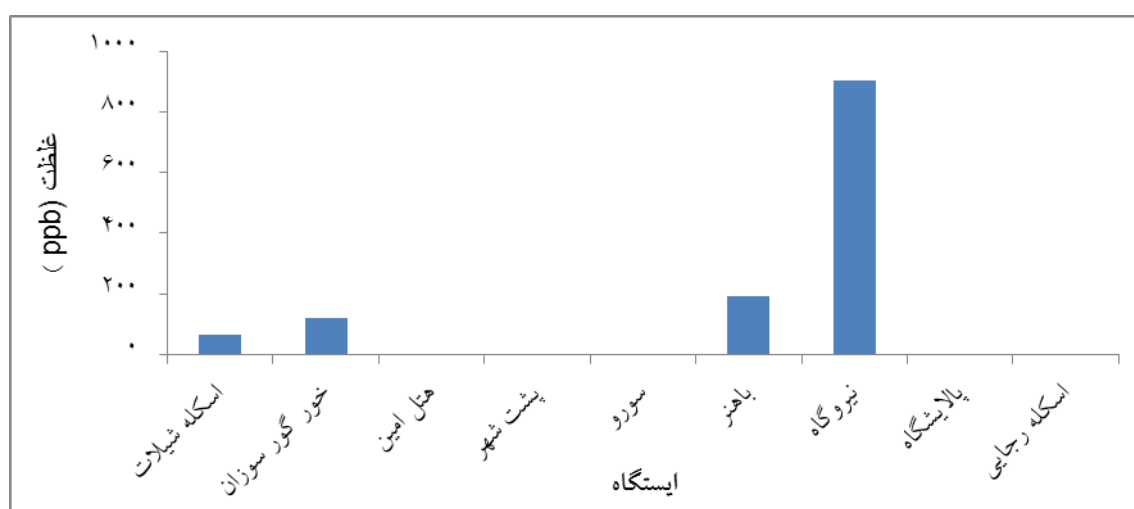


شکل ۴- ۴۸: مقایسه میانگین غلظت PAH ها بر حسب تعداد حلقه ها در پرتاران طول دوره بررسی



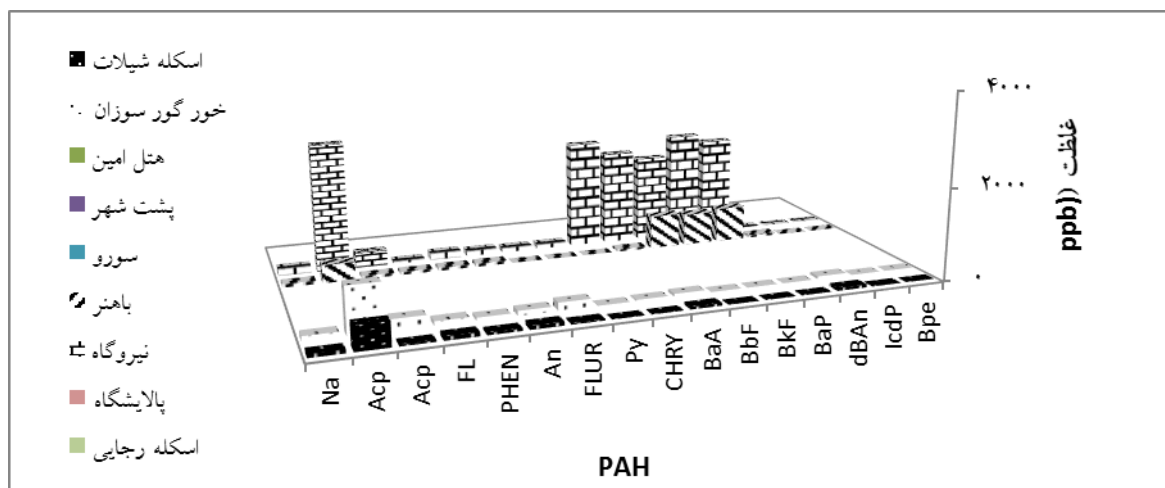
شکل ۴- ۴۹: میانگین غلظت PAH ها به تفکیک ترکیب در پرتاران در طول دوره بررسی

شکل ۴- ۵۰: میانگین غلظت کل PAH ها را به تفکیک ایستگاه در پرتاران نشان می دهد. مطابق این شکل نیروگاه دارای بیشترین میانگین غلظت PAH ها می باشد. (اسکله شیلات، خور گور سوزان، اسکله با هنر و نیروگاه واجد نمونه های پرتار بودند).

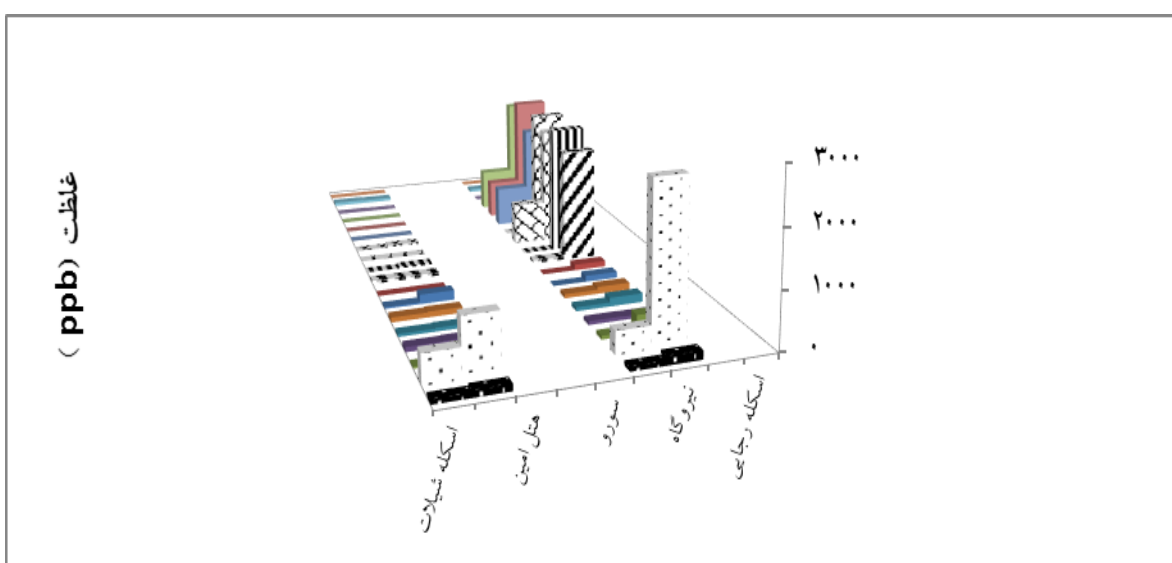


شکل ۴- ۵۰: میانگین غلظت کل PAH ها در پرتاران تفکیک ایستگاه در طول دوره بررسی

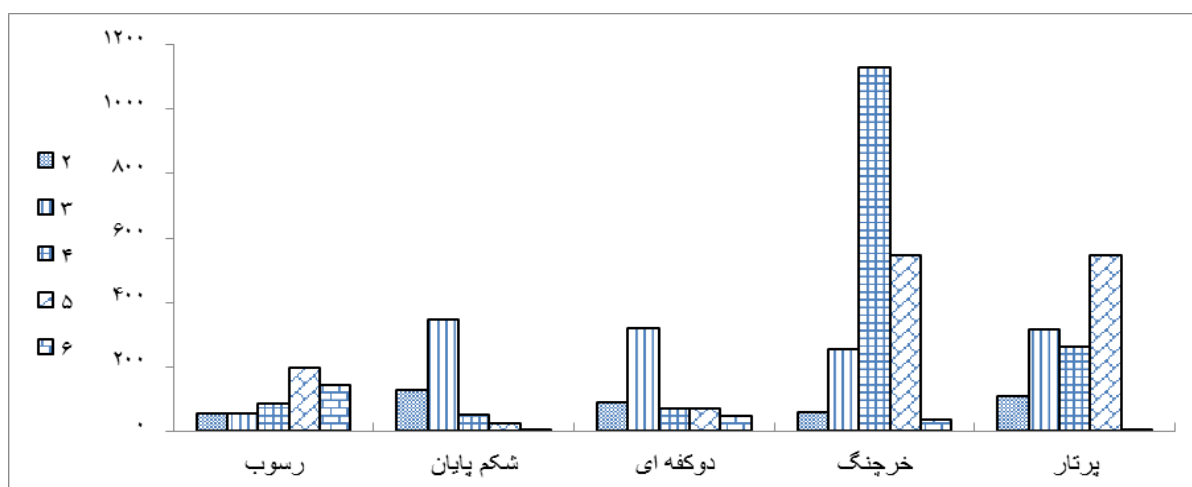
شکل ۴- ۵۱ و شکل ۴- ۵۲: میانگین غلظت PAH ها را در خرچنگ ها به تفکیک ایستگاه و ترکیب نشان می دهد. مطابق این اشکال بیشترین تجمع این ترکیبات در نیروگاه (شکل ۴- ۵۱) از نظر دارا بودن مقادیر Acenaphthylene و سایر ترکیبات ۵ حلقه ای می باشد قابل توجه هستند (شکل ۴- ۵۲).



شکل ۴-۵۱: میانگین غلظت PAH به تفکیک ترکیب در پرتاران در طول دوره بررسی



شکل ۴-۵۲: میانگین غلظت PAH ها به تفکیک ایستگاه در پرتاران در طول دوره بررسی



شکل ۴-۵۳: مقایسه ترکیبات PAH در رسوبات و بافت بر حسب تعداد حلقه ها

شکل ۴-۵۳ نشان می دهد که رسوبات ترکیبیات ۵ حلقه ای ، نرم تنان ترکیبیات ۳ حلقه ای ، خرچنگ ها ترکیبیات ۴ حلقه ای و پرتاران ترکیبیات ۵ حلقه ای را آسانتر جذب می نمایند.

۴-۹- ضرایب همبستگی

۴-۹-۱- رسوب

وابن جذب هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای به میزان مواد آلی و نوع دانه بندی می طلبد تا ضرایب همبستگی میزان این ترکیبیات در رسوب و بافت را با مقادیر TOM و نوع دانه بندی مشخص نماییم. جدول ۱۶ ضرایب همبستگی بین هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای را با میزان مواد آلی کل موجود در رسوب را نشان می دهد. مطابق این جدول بین TOM و Na, Acepy, Acep, Phen و Flur ضریب همبستگی در سطح خطای ۱ درصد مشاهده می شود ($p < 0.05$) و غلظت FI و An همبستگی معنی داری در سطح خطای ۵ درصد وجود دارد ($p < 0.05$). در سایر موارد و نیز بین PAH کل با TOM هیچ همبستگی مشاهده نشد. همچنین بین ذرات شن و TPH موجود در رسوب همبستگی معنی داری در سطح خطای ۵ درصد مشاهده می شود و در سایر موارد همبستگی معنی داری مشاهده نشد.

بین ذرات گلی (silt) و ترکیبیات Na, Acpy, FLUR همبستگی معنی داری در سطح خطای ۱ درصد ($p < 0.05$) و با Phen ضریب همبستگی در سطح خطای ۵ درصد وجود دارد ($p < 0.05$). بین ذرات لای (clay) و ترکیبیات Na و Acpy همبستگی در سطح خطای ۱ درصد و با ترکیبیات FLUR, PHEN و Ace همبستگی از نوع منفی در سطح خطای ۵ درصد مشاهده می شود و در مورد سایر ترکیبیات و نیز PAH کل همبستگی مشاهده نشد.

۴-۹-۲- شکم پایان

در شکم پایان بین TOM با ترکیبیات AN, FLUR و Bpe همبستگی معنی داری در سطح خطای ۱ درصد وجود دارد و در سایر موارد فاقد همبستگی می باشند. در بین این ترکیبیات Acpy, Phen, BbF, BkF, BaP و IcdP موجود در بدن شکم پایان با ذرات شن در سطح خطای ۱ درصد و با Acp و TPH در سطح خطای ۵ درصد همبستگی معنی داری ($p < 0.05$). ذرات گل با ترکیبیات FLUR, BaA و ICDP موجود در بدن شکم پایان در سطح خطای ۵ درصد همبستگی از نوع منفی و با An از نوع مثبت نشان داد ($p < 0.05$). بین

ذرات لای موجود در رسوب و ترکیبات FLUR همبستگی معنی دار در سطح خطای ۱ درصد و با BbP و PAH کل همبستگی منفی در سطح خطای ۵ درصد و با An همبستگی مثبت وجود دارد.

۴-۹-۳- دوکفه ای ها

ترکیب FLUR در بدن دو کفه ای ها با مقادیر TOM در سطح خطای ۱ درصد و ترکیبات Py، BaA، CHRY، BbF، BkF، TbaP، lcdP، Bpe، dBAAn و PAH کل در سطح خطای ۵ درصد همبستگی معنی دار نشان می دهد. بین ذرات شن و ترکیبات FL، An، FLUR و PAH کل همبستگی معنی داری از نوع منفی در سطح خطای ۵ درصد و با Na و TPH همبستگی معنی دار مثبت در سطح خطای ۵ درصد و نیز همبستگی معنی داری مثبت در سطح خطای ۱ درصد با Acp دارد. بین ذرات گل موجود در رسوب و ترکیبات Py، CHRY، BbF، BaP، lcdP و Bpe همبستگی معنی دار در سطح خطای ۱ درصد مشاهده می شود. همچنین بین ذرات گل و ترکیبات FLUR و PAH کل همبستگی معنی داری در سطح خطای ۱ درصد دیده می شود. ذرات لای موجود در رسوب با ترکیبات Py، BaA، CHRY، BbF، BkF، BaP، lcdP و Bpe و PAH کل همبستگی معنی دار منفی وجود دارد. همچنین بین این ذرات و ترکیب FLUR همبستگی معنی دار منفی در سطح خطای ۱ درصد مشاهده می شود.

۴-۹-۴- خرچنگ ها

در خرچنگ ها بین TOM و ترکیبات Na و Acp همبستگی معنی داری در سطح خطای ۱ درصد مشاهده می شود ولی در سایر موارد هیچ گونه همبستگی دیده نشد. بین ذرات شن و TPH موجود در خرچنگ ها همبستگی معنی داری در سطح خطای ۵ درصد مشاهده می شود و در سایر موارد همبستگی مشاهده نشد. ذرات گل موجود در رسوبات با ترکیب Na و Acp موجود در بدن خرچنگ ها به ترتیب در سطح خطای ۵ درصد و ۱ درصد دارای همبستگی می باشد و در سایر موارد همبستگی مشاهده نشد. نتایج مشابهی بین ذرات لای موجود در رسوب و دو ترکیب فوق بدست آمد.

۴-۹-۵- پرتاران

میزان TOM با ترکیبات FL، FLUR، BbF، BkF و BaP همبستگی معنی داری در سطح خطای ۵ درصد دارا می باشد. همچنین همبستگی با مقدار TPH بین این عوامل مشاهده شد. بین TOM و PHEN نیز همبستگی

معنی داری در سطح خطای ۱ درصد مشاهده شد. ذرات شن با ترکیبات BaP و An ، AcPy ، Na موجود در پرتاران همبستگی معنی داری در سطح خطای ۱ درصد دارا می باشد. ذرات گل با PHEN در سطح خطای ۱ درصد و با ترکیبات BbF و BkF در سطح ۵ درصد دارای همبستگی معنی داری میباشد. ذرات لای با ترکیبات BbF ، PHEN ، Acp و BkF در سطح خطای ۵ درصد دارای همبستگی از نوع منفی می باشد. نتیجه مشابهی در مورد TP H و ذرات لای نیز بدست آمد.

۴-۱۰- تخمین سمیت آلودگی های نفتی در رسوب (ارزیابی خطر)

برای تخمین سمیت هیدروکربن های اروماتیک چند حلقه ای در رسوبات از دو کمیت HQ (Hazardus Quotient) و HI (Hazardus Index) استفاده شد که به ترتیب به منظور برآورد سمیت برای هریک از ترکیبات برآورد سمیت برای کل ترکیبات در رسوب مورد استفاده قرار می گیرند. جدول ۴-۱۷ مقادیر این دو کمیت را در ایستگاه های نمونه برداری نشان میدهد.

جدول ۴-۱۷ : مقادیر HQ و HI برای نمونه های رسوب در مناطق نمونه برداری

اسکله رجایی	پالایشگاه	نیروگاه	باهنر	سورو	پشت شهر	هتل امین	بورگور سوزان	اسکله شیلات	
0.0001	0	0	0	0	0.0001	0	0	0.0001	HQ
0.0002	0.0001	0	0	0.0001	0.0002	0	0	0.0001	HQ
0	0	0	0	0	0	0	0	0	HQ
0.0001	0.0001	0	0	0.0001	0.0001	0.0001	0	0.0001	HQ
0.0001	0.0001	0.0001	0	0.0001	0.0002	0.0001	0	0.0001	HQ
0.0002	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0	0.0001	HQ
0	0.0002	0	0	0	0.0003	0	0	0	HQ
0	0.0001	0.0001	0	0	0.0004	0	0	0.0006	HQ
0	0.0016	0	0	0.0005	0.0007	0	0	0	HQ
0.0001	0.0018	0.0001	0.0001	0.0003	0.0005	0.0001	0.0001	0.0002	HQ
0	0.0008	0	0	0.0001	0.0002	0	0	0	HQ
0	0.0012	0	0	0.0002	0.0003	0	0	0	HQ
0	0.0017	0	0	0.0003	0.0004	0	0	0	HQ
0.0001	0.0018	0.0001	0.0001	0.0008	0.001	0.0001	0	0.0002	HQ
0	0.0019	0	0	0.0006	0.0008	0	0	0	HQ
0	0.0008	0	0	0.0003	0.0005	0	0	0	HQ
0.001	0.0124	0.0005	0.0003	0.0035	0.0058	0.0006	0.0001	0.0016	HI

با توجه به جدول فوق مشاهده می شود که مقادیر HI در تمامی ایستگاه ها کمتر از ۱ می باشد در حالی که محدوده خطر اکولوژیک در مورد این ترکیبات بالا تر از ۱ است.

فصل پنجم : نتیجه گیری و پیشنهادات

ماکروبتوز ها بهترین شاخص برای مطالعه کیفیت رسوب در اکوسیستم های دریایی می باشند. نمونه برداری آسان و کم هزینه و همچنین تجزیه و تحلیل ساده داده های اکولوژیک مربوط به جمعیت ماکروبتوز در قالب روابط ریاضی اهمیت این گروه از موجودات دریایی در مطالعات اکولوژیک و آلودگی در اکوسیستم های دریایی را دوچندان نموده است. تغییر در ساختار جوامع بتیک بر اثر استرس های طبیعی و استرس های حاصل از فعالیت های انسانی به محققین کمک می نماید تا با محاسبات ریاضی شاخص های اکولوژیک که مبتنی بر تعداد ، فراوانی و تنوع این جوامع دریایی هستند برآورد نسبتا قابل قبولی از کیفیت محیط دریایی بخصوص رسوبات که محل زیست این موجودات است بدست بیاورند.

وجود آلاینده های معدنی مانند فلزات سنگین و آلی مانند هیدروکربن های حلقوی که بخشی از آلودگی های نفتی می باشند نیز بیشترین تاثیر را از طریق سمی نمودن رسوب بر این جوامع از آبزیان می گذارند. برای تعیین میزان سمیت رسوب بر جوامع کفزی و بطور کلی اینکه رسوبت یک منطقه از اکوسیستم برای جوامع کفزی سمی می باشند یا نه از گروهی دیگر از شاخص استفاده می شود که به آن ها شاخص های ارزیابی خطر اکولوژیک اطلاق می شوند. این شاخص ها بر اساس غلظت آلاینده های آلی و معدنی و مقایسه آن ها با مقادیر مرجع که قبلا راجع به آن ها صحبت شد طراحی شده اند.

۵-۱- جمعیت ماکروبتوز:

تراکم جمعیت ماکروبتوز در یک دوره یک ساله بطور فصلی مورد بررسی قرار گرفت که نتایج آن نشان داد که پرتاران دارای بیشترین تراکم و پس از آن با تفاوت معنی داری سخت پوستان ، دوکفه ای ها ، شکم پایان در رتبه های بعدی قرار دارند . بدیهی است تراکم جمعیت به تنهایی نمی تواند شاخص کار آمدی در تفسیر کیفیت

رسوب محل زیست جوامع بتتیک باشد بخصوص اینکه در بیشتر مطالعات مربوط به جوامع بتتیک در تمام نقاط دنیا پرتاران بواسطه تنوع زیاد در نوع تغذیه و نوع زیستگاه همیشه گروه های غالب را تشکیل می دهند. سخت پوستان نیز بواسطه تنوع مرفولوژیک همواره از نظر غالبیت با پرتاران در رقابت هستند که گاهی از نسبت این دو برای تفسیر کیفیت رسوب استفاده می شود.

(Olsgrad, 1993) به تراکم نسبتاً فراوان گونه های اصلی مثل کم تاران، پرتاران، سخت پوستان، نرم تنان و سیپونکولایا اشاره کرده است. طباطبایی در سال ۸۸ در بررسی بی مهرگان در خورهای موسی و غنم بیشترین درصد فراوانی را به پرتاران نسبت داده است همچنین (Ansari et al., 1986) (Mohammed, 1995)، (Kumar, 2001) و اجاللی در سال ۱۳۹۲ در بررسی های مربوط به ساختار جوامع بتتیک به ترکیب گونه های ماکروبتتیک با غالبیت تراکم پرتاران، سخت پوستان و نرم تنان و سایرین اشاره کرده اند.

۵-۲- تنوع ماکروبتوز

از چهار شاخص مارگالف، شانون، تراز محیطی و برگر - پارکر در این تحقیق در اسکله شیلات، پشت شهر و پالایشگاه و اسکله رجایی با کاهش غنای گونه ای روبرو هستیم. ولی از دیدگاه این شاخص این روند کاهشی نمی تواند هشدار بر وجود آلودگی در محیط باشد زیرا شاخص مارگالف در صورتی که کمتر از ۲ باشد می تواند مبین نوعی استرس در محیط باشد که در مناطق تحت مطالعه ما در بدترین حالت بیش از ۴ می باشد و این مبین این واقعیت است که اکوسیستم مورد مطالعه از نظر تعداد گونه ها در وضعیت قابل قبولی بسر می برد.

از دیدگاه شاخص شانون که بیشترین مقدار آن با ۱/۲ در پشت شهر دیده می شود اگرچه مطابق شاخص مارگالف محیط از نظر تعداد گونه ها در وضعیت قابل قبولی بسر می برد ولی توزیع فراوانی گونه ها یکسان نبوده و اکوسیستم از نظر نحوه توزیع گونه ها با نوعی عدم تعادل روبرو می باشد زیرا شاخص شانون بین ۰ یعنی کیفیت بد و ۶ یعنی کیفیت عالی در نوسان بوده و عدد ۱/۲ مبین یک محیط تحت استرس می باشد.

از دیدگاه شاخص برگر - پارکر نیز که بین ۰ یعنی کیفیت خوب و ۱ یعنی کیفیت بد در نوسان می باشد در بهترین حالت ممکنه ۰,۳۵ می باشد که می توان عنوان نمود که اکوسیستم مورد مطالعه تحت نوعی استرس است. بنابر این از دیدگاه سه شاخص اکولوژیک دو شاخص بیانگر محیط تحت استرس را نشان دادند.

۵-۳- رسوب

رسوبات تحت تاثیر مستقیم الاینده های معدنی و آلی قرار می گیرند زیرا مقصد نهایی تمام آلاینده ها رسوب می باشد.

۵-۳-۱ - فلزات سنگین

فلزات جزء آلاینده های پایدار بوده و آلاینده های پایدار در معرض حمله های باکتریایی قرار نمی گیرند یا اگر هم تحت تاثیر حمله های باکتری ها قرار گیرند مدت زمان طولانی نیاز است تا این فرایند صورت بپذیرد (Lee et al, 1997). جانوران از نظر تنظیم محتوای فلزیشان متفاوتند و اکثر آن ها تنها در محدوده خاصی قادر به عمل هستند و فلزات دفع نشده در بدن باقی مانده و بطور مداوم طی دوره زندگی موجود زنده به آنان افزوده می شود که به تجمع زیستی معروف است و میتواند برای موجودات زنده بسیار خطرناک باشد. خطرات تجمع زیستی از آنجا دو چندان می شود که تغذیه حیوانات از موجودات داری تجمع زیستی رژیم غذایی غنی از فلزات پایدار دارند و با گذشت زمان ذخیره بدنی بیشتری از ماده را در بدن خود ایجاد می کنند که منجر به بزرگنمایی زیستی میشود که شکارچیان راس هرم شامل انسان ها در معرض غلظت های بالای از یک ماده سمی پایدار در غذای خود قرار می گیرند و در نتیجه این مواد یک پتانسیل خطر برای سلامت انسان و منابع طبیعی هستند. (Clark, 1992).

در سال های اخیر آگاهی در باره دریاها بخصوص ارتباط بین آلاینده های حاصل از فعالیت های انسانی و امکان تاثیرات بیولوژیکی آنها بر آبزیان و به انسان افزایش یافته است. این آلودگی ها مانند فلزات سنگین وارد محیط آبی شده و در رسوبات بستر تجمع مینمایند. همچنین این رسوبات عامل مهمی در اکوسیستم های آبی هستند که محیط مناسبی را برای انواع موجودات کفزی و نیز لارو و مرحله جوانی موجودات پلاژیک فراهم می نمایند (Ong et al, 2012) در این بخش به توزیع فلزات سنگین در رسوب، بافت آبزیان و ارزیابی خطر آنها در رسوبات یک به یک پرداخته می شود.

۵-۳-۱-۱- سرب

با نگاهی کلی، و فارغ از مقایسه مکانی، به توزیع غلظت فلزات سنگین در رسوبات، میانگین کل غلظت فلزات بصورت $Cd > Pb > Cu > Zn$ است (شکل ۴-۸). چنانچه این مقایسه بصورت جزئی تر و بین ایستگاهی (شکل ۴-۹) بین فلزات انجام گیرد مشاهده می شود که غلظت سرب در رسوبات در اسکله شیلات، خور گورسوزان و هتل امین نسبت به سایر مناطق داری میانگین غلظت بیشتری بوده بطوریکه این تفاوت معنی دار می باشد ($p < 0.05$). میانگین غلظت سرب از اسکله شیلات به اسکله رجایی دارای روندی کاهشی می باشد.

بیشترین و کمترین مقدار سرب به ترتیب مربوط به خور گورسوزان با $358/8$ و پشت شهر با مقدار $215/9$ میکرو گرم بر گرم با میانگین $276/7$ گرم بر میکرو گرم اندازه گیری شد که در مقایسه با مقدار آن در UCC (Upper Crest Concentration)، یعنی 20 میکروگرم بر گرم (Wedepohl, 1995) بالا می باشد.

بطور کلی ذرات سرب توسط برف و باران به طور گسترده به زمین راه میا بند ولی امروزه مهمترین راه ورود سرب به زمین و دریا را افزایش تعداد اتومبیل ها و استفاده از بنزین سرب دار می دانند. همچنین زمین های دفن لجن و فاضلاب دارای غلظت های بالای سرب می باشد (Clerk,1992). شاید بتوان گفت که غلظت بالای سرب در مناطق مورد مطالعه، بخصوص سه منطقه ابتدایی، بعلاوه قرار گرفتن این مناطق در مجاورت مسیر رفت و آمد وسایط نقلیه و تردد قایق ها میباشند. همچنین ورود مقادیر زیاد فاضلاب های شهری بوسیله خروجی های خور شیلات، خور گور سوزان و خروجی هایی که در مجاورت هتل امین قرار دارند و از سابقه زیادی در سرازیر شدن به دریا برخوردار هستند و از عوامل مهم لجنی شدن سواحل این مناطق هستند، سبب نشست مقادیر زیادی سرب می باشند.

۵-۳-۱-۲-کادمیم

میانگین غلظت کادمیم در رسوبات بیش از سایر عناصر می باشد و چنانچه این مقایسه بصورت بین ایستگاهی صورت گیرد مشاهده می شود که غلظت این فلز در سه منطقه ابتدایی کمتر از غلظت سرب است و از پشت شهر به سمت غرب در کلیه مناطق میزان کادمیم بیش از سایر فلزات بوده. در سه منطقه ابتدایی نیز مقدار کادمیم بعد از سرب دارای بیشترین مقدار است. از نکات مورد توجه در مورد کادمیم این است که نسبت به سرب از نوسانات کمتری برخوردار است و از اسکله شیلات نا اسکله رجایی از یک روند نسبتاً ثابتی پیروی می کند.

بیشترین و کمترین غلظت کادمیم $324/1$ و $287/4$ میکروگرم بر گرم و میانگین $12/5 \pm 310/03$ به ترتیب مربوط به اسکله شهید رجایی و اسکله شیلات می باشد که در مقایسه با مقدار آن در UCC، یعنی $0/102$ میکرو گرم بر گرم (Wedepohl,1995) بسیار بالا می باشد.

کادمیم به فراوانی در پوسته زمین یافت می شود و معمولاً از ذوب روی بدست می آید. از پالایش سرب و روی نیز مقادیر زیادی کادمیم حاصل می شود و لجن فاضلاب ها می تواند حاوی مقادیر زیاد روی باشد. همچنین صنایع آهن، استیل و فلزات غیر آهنی و نیز گردو غبار حاوی مقادیر کادمیم هستند (Clerk,1992). وجود صنایع آلوده کننده در طول ساحل غربی بندر عباس از قبیل کارخانه تولید روی، مس، کارخانه تولید آلومینیوم و صنایع فلزی و تولید مواد معدنی می توانند منابع قابل ملاحظه ای از تخلیه کادمیم در سرتاسر ساحل بندر عباس باشند. بنظر می رسد کادمیم می تواند از صنایع متفاوت کانونی وارد آب دریا شده و در رسوبات نشست نماید.

از نظر میانگین غلظت ، روی دارای کمترین مقدار بوده و مقایسه بین ایستگاهی نشان داد که بیشترین و کمترین غلظت روی با مقادیر ۱۰۷/۷ و ۴۶ و میانگین $75/7 \pm 21/4$ میکروگرم بر گرم به ترتیب مربوط به پالایشگاه و خور گورسوزان می باشد که در مقایسه با مقدار آن در UCC ، یعنی ۷۱ میکروگرم بر گرم (Wedepohl,1995) تقریباً برابر می باشند. روند میانگین غلظت روی از اسکله شیلات به سمت اسکله رجایی از یک روند افزایشی برخوردار می باشد و این میتواند به خاطر وجود کارخانه تولید روی در بخش سواحل غربی بندر عباس باشد.

میانگین غلظت مس از کادمیم و سرب کمتر ولی از روی بیشتر می باشد (شکل ۴). مقایسه بین ایستگاهی برای مس نشان داد (شکل ۵) که بیشترین و کمترین غلظت مس با مقادیر ۱۹۱/۶ و ۱۱۳ و میانگین $148/5 \pm 33$ گرم بر میکروگرم به ترتیب مربوط به پشت شهر و اسکله شیلات می باشد که در مقایسه با مقدار آن در UCC یعنی مقدار ۲۵ میکروگرم بر گرم (Wedepohl,1995) بالا می باشد.

از مس به عنوان کاتالیزور های شیمیایی در آلیاژها ، ضد لکه کردن رنگ در بدنه کشتی ها ، به عنوان یک جلبک کش مورد استفاده قرار می گیرد. فاضلاب های شهری دارای مقدار قابل توجهی مس بوده و بدین ترتیب در مناطق ریزش فاضلاب مقدار زیادی مس به محیط وارد می شود (Clerk,1992). به نظر میرسد افزایش مس در مناطق مورد مطالعه پشت شهر منشا کانونی داشته یعنی حاصل ورود فاضلاب های شهری و افزایش آن در پالایشگاه و اسکله با هنر و رجایی منشا غیر کانونی داشته و حاصل تردد بیش از اندازه کشتی ها می باشد.

انجام آزمون همبستگی بین عناصر موجود در رسوب همبستگی معنی داری را در سطح ۰/۰۵ بین سرب با سایر عناصر سه گانه نشان داد بطوریکه این همبستگی منفی می باشد و این می تواند بیانگر متفاوت و محدودتر بودن منابع ورود سرب نسبت به سایر عناصر باشد (Mashiatullah et al,2012). و از طرفی حضور مس در دریا بصورت محلول (CuCO_3) و (CuOH^+) می باشد (Clerk,1992).

همچنین بین مس و روی نیز همبستگی مثبت معنی داری در سطح ۰/۰۱ مشاهده شد که این همبستگی می تواند به این معنی باشد که مس با روی دارای یک منبع مشترک انسانی یا طبیعی می باشند. همچنین این همبستگی نشان می دهد که بخش اعظم مس و روی موجود در رسوبات از کارخانه تولید روی و مس مستقر در غرب

سواحل حاصل می شود. عدم وجود همبستگی بین سرب و روی، بین کادمیم و مس و روی هم می تواند بیانگر این مطلب باشد منابع ورود این عناصر به دریا متفاوت می باشد. که حضور فلزات در این مناطق دارای منابع آلودگی و فاکتورهای کنترل متفاوت و پیچیده ای می باشد که نزدیکی این مناطق به یکدیگر این پیچیدگی را افزایش داده است (Yin et al, 2011)

برای درک بهتر ارتباط فلزات سنگین از نظر منبع آلودگی از تحلیل عاملی (PCA) استفاده شده (جدول ۴-۱۰) در آن ۶ عامل که حدوداً ۹۱ درصد واریانس ها را توضیح می دهد بدست آمد. عامل اول، PC1، که ۲۶ درصد از واریانس ها را توصیف می کند، و اگر چه بین میانگین غلظت فلزات سنگین در بافت آبزیان روابطی را نشان می دهد که بعداً به آن ها اشاره خواهد شد، ولی هیچ ارتباط قابل توضیحی را از نظر منبع آلودگی فلزات سنگین با هم در رسوب را نشان نمی دهد و این می تواند تاییدی بر متفاوت بودن منابع ورود این عناصر به دریا باشد. ولی عامل دوم، PC2، که توصیف کننده حدود ۱۷ درصد از واریانس ها می باشد نشان می دهد که بین روی و مس یک منبع مشترک وجود دارد و پر واضح است که مس یکی از تولیدات ضمنی کارخانه تولید روی در بندر عباس می باشد.

۵-۴- فلزات سنگین در بافت

بررسی غلظت فلزات سنگین در بافت به علت عدم وجود برخی از آبزیان در برخی از مناطق با محدودیت روبرو شد و لذا بررسی اطلاعات، محدود به مناطقی است که امکان حضور آبزیان در آنها وجود داشت.

۵-۴-۱- غلظت فلزات سنگین در بافت شکم پایان

میانگین کل غلظت فلزات سنگین در شکم پایان عکس مقادیر آنها در رسوب و بصورت روی < مس < سرب < کادمیم بدست آمد.

۵-۴-۱-۱- سرب

سرب که به نظر می آید نسبت به سایر عناصر در مناطق مورد مطالعه از منابع محدود تری، مانند و وسایط نقلیه و تردد کشتی ها، وارد محیط می شود در مقایسه با سایر فلزات در دریا سمی نبوده و در آبزیان بصورت کاهش رشد، ظاهر می شود. تجمع سرب در بافت های مورد مطالعه بصورت خردچنگ < پرتار < دوکفه ای < شکم پا می باشد (شکل ۴-۱۲).

میانگین کل غلظت سرب در شکم پایان از سایر عناصر کمتر بود و مقایسه بین ایستگاهی (شکل ۴- ۱۳) غلظت سرب در بدن شکم پایان نشان داد که بیشترین و کمترین میزان سرب با مقادیر ۰/۲ و ۰/۰۴ و میانگین ۰/۱۰ میکروگرم بر گرم به ترتیب مربوط به اسکله شیلات و خور گور سوزان است. سرب در شکم پایان بیشتر جذب صدف کربنات کلسیمی شکم آنها شده و سبب شکنندگی صدف شکم پایان می شود (Ramadan & ahmed, 2010). همین محقق اشاره نمود که نحوه جذب سرب توسط شکم پایان نه از راه رسوب بلکه بطور مستقیم از راه آب و جلبک هایی که چرا می کنند، می باشد.

غلظت سرب در دوکفه ای ها بیش از غلظت آن در شکم پایان می باشد. بیشترین و کمترین مقدار سرب در دوکفه ای ها با ۰/۳۱ و ۰/۰۰۱ و با میانگین ۰/۱۲ میلی گرم بر گرم به ترتیب متعلق به اسکله شیلات و سورو می باشد. مطابق یافته ها اگر چه ها دوکفه ای ها قادر به تغلیظ سرب در بدن خود هستند با وجود بر این بسیاری از آنها مکانیسم دفع برای سرب را دارا می باشند و مقادیر زیادی از آنرا بصورت گرانول هایی در غدد هضمی خود ذخیره می نمایند (Clerk, 1992).

خرچنگ ها نیز مانند شکم پایان و دوکفه ای ها مقادیر بسیار کم سرب را در بدن خود نشان دادند بطوریکه بیشترین و کمترین مقدار سرب با مقادیر ۰/۴۷ و ۰/۲۶ و با میانگین ۰/۳۴ میکروگرم بر گرم به ترتیب در اسکله شیلات و پشت شهر مشاهده شد که البته این مقادیر از مقادیر موجود در نرم تنان بیشتر است.

خرچنگ ها علاوه بر جذب سرب از طریق خوردن رسوبات، از راه پوست نیز سرب موجود در آب یا رسوب را جذب می نمایند بطوریکه سرب به جای کلسیم در پوسته کربنات کلسیمی خرچنگ ها نشست می نماید. فرایند دیگری که به شدت وابسته به PH محیط بوده تشکیل پیوند هیدروژنی ضعیف بین گرو استامیدی کیتین موجود در پوسته خرچنگ و سرب است که در $PH=4$ با سانی صورت می گیرد (Lee et al, 1997). غلظت سرب در پرتاران بیش از سایر گرو های بنتوز بدست آمد. بیشترین و کمترین مقادیر سرب در پرتاران با ۳۵/۸ و ۱۷/۴ و میانگین ۲۵ میکروگرم بر گرم به ترتیب متعلق به اسکله شیلات و نیروگاه می باشد.

مطالعه ضریب همبستگی غلظت سرب در رسوبات و آبزیان چهارگانه ارتباط معنی داری را بین سرب در رسوب با سرب موجود در خرچنگ ها و پرتاران نشان داد ($p<0.01$) در حالیکه بین سرب در نرم تنان و و سرب موجود در رسوب ارتباط معنی داری مشاهده نشد ($p>0.05$) و این می تواند به این معنی باشد که خرچنگ ها و پرتاران سرب بدن خود را مستقیماً از رسوبات جذب نموده ولی نرم تنان سرب موجود در بدن خود را از آب می گیرند (Lee et al, 1997).

۵-۴-۱-۲-کادمیم

غلظت کادمیم در بافت های بی مهرگان بصورت شکم پایان < دوکفه ای ها < پرتاران < خرچنگ ها می باشد.

کادمیم به عنوان یک فلز که بطور ضمنی از تولیدات روی حاصل می شود مطرح می باشد و بررسی تاثیرات اکولوژیک ناشی از اثر کادمیم دشوار می باشد و بجز در مواردی ، استثنایی ، در زنجیره غذایی تجمع نمی یابد (Clerk,1992). میانگین غلظت کادمیم در بافت شکم پایان در مناطق مورد مطالعه بیش از سرب بوده ولی از مس و روی کمتر می باشد . بیشترین و کمترین مقادیر کادمیم در بافت شکم پایان همانطور که در بخش نتایج نیز اشاره شد با مقادیر $۱۰۵/۶$ و $۳۱/۸$ و با میانگین $۲۶/۱ \pm ۵۶/۸$ میکروگرم بر گرم به ترتیب در اسکله شیلات و خور گورسوزان مشاهده شد.

در دوکفه ای ها بیشترین و کمترین غلظت کادمیم با مقادیر $۶۳/۳$ و $۱۸/۷$ و با میانگین $۴۵/۴ \pm ۱۶/۸$ میکرو گرم بر گرم به ترتیب در اسکله رجایی و با هنر بدست آمد و پس از آن بیشترین و کمترین مقادیر کادمیم در خرچنگ ها به ترتیب با $۲۶/۴$ و $۲۱/۸$ و با میانگین $۲۳/۸ \pm ۲/۱$ گرم بر میکرو گرم به ترتیب در اسکله شیلات و خور گورسوزان مشاهده شد (جدول ۱۶). و اما بیشترین و کمترین مقادیر کادمیم در پرتاران $۸۹/۸$ و $۳۸/۷$ م میانگین $۲۲/۲ \pm ۶۹/۴$ به ترتیب مربوط به اسکله شیلات و خور گورسوزان است . جزئیات چگونگی جذب و نیز منبع آلودگی های فلزی و نیز بررسی اکولوژیک آنها بوسیله بی مهرگان در مناطق مورد مطالعه به خاطر تراکم زیاد صنایع الاینده در مساحت محدودی از نوار ساحلی بسیار مشکل می باشد ولی ضریب همبستگی منفی بین کادمیم موجود رسوب و کادمیم خرچنگ ها ($P<0.01$) و پرتاران ($P<0.05$) می تواند به این معنی باشد که بطور کلی کادمیم بوسیله بی مهرگان جذب ولی تجمع نمی یابد (Clerk,1992) و این موجودات مکانیزم هایی برای دفع این عنصر دارند. و عدم وجود ارتباط معنی دار بین مقادیر کادمیم در نرم تنان و مقادیر آن در رسوب می تواند به این معنی باشد که رسوب نمی تواند منبعی برای آلودگی فلزات سنگین برای این آبزیان باشد و این آلودگی ها را از آب میگیرند (Lee et al, 1997) .

۵-۴-۱-۳- روی

این فلز بیش از فلزات دیگر در بافت های بی مهرگان مشاهده می شود. روی از روندی مشابه روند کادمیم در بی مهرگان پیروی میکند ولی با مقادیر بالا تر بطوریکه از الگوی شکم پایان < دوکفه ای ها < پرتاران < خرچنگ ها پیروی می کند و این ارتباط تنگاتنگ روی با کادمیم را نشان می دهد . از مهمترین منابع الاینده روی در سواحل بندر عباس کارخانه تولید روی است که منبع تولید انواعی دیگر از آلودگی های ضمنی مانند کادمیم است بیشترین و کمترین مقادیر روی در شکم پایان به ترتیب در اسکله شیلات و خور گورسوزان با ۱۸۸ و $۳۹/۸$ و مانگین $۵۱/۵ \pm ۱۱۸/۶$ میکرو گرم بر گرم ، در دوکفه ای ها در پشت شهر و اسکله باهنر به ترتیب با مقادیر $۱۷۹/۴$ و ۳۹ و میانگین $۵۱/۵ \pm ۱۰۷/۳$ میکرو گرم بر گرم (جدول ۱۴) ، در پرتاران در خور گور سوزان و اسکله شیلات به ترتیب با $۸۹/۸$ و $۲۴/۸$ و $۲۷/۷ \pm ۶۰/۵$ میکرو گرم بر گرم و نهایتا در خرچنگ ها در هتل امین و خور گورسوزان با $۷۸/۹$ و $۳۹/۸$ و میانگین $۱۴/۵ \pm ۵۷/۹$ مشاهده شد. روی موجود در رسوب تنها با

روی موجود در دوکفه ای ها بطور منفی همبستگی معنی داری ($p<0.05, r=-0.35$) از خود نشان داد. این نتیجه می تواند بیانگر این باشد که وجود الودگی های ناشی از روی در شکم پایان ، خرچنگ ها و پرتاران دارای منشا رسوب نیستند.

۵-۴-۱-۴-مس

مس جزء عناصر ضروری در بدن شکم پایان و خرچنگ ها به شمار می رود (Clerk, ۱۹۹۲). غلظت مس در آبزیان مورد مطالعه در این تحقیق از الگوی شکم پایان < خرچنگ ها < پرتاران < دوکفه ای ها پیروی می نماید. بیشترین و کمترین مقادیر مس در شکم پایان به ترتیب در اسکله شیلات و خور گور سوزان با $۱۷۵/۷$ و $۲۰/۹$ و میانگین $۹۶/۵ \pm ۵۳/۵$ میکروگرم بر گرم، در خرچنگ ها در نیروگاه و خور گور سوزان با $۱۲۴/۳$ و ۲۷ و میانگین $۶۴/۱ \pm ۳۴/۷$ میکروگرم بر گرم ، در دوکفه ای ها در پشت شهر و اسکله با هنر با $۳۹/۹$ و $۸/۵$ و میانگین $۱۲ \pm ۱۹/۵$ (جدول ۱۴) و بالاخره در پرتاران در اسکله با هنر و خور گور سوزان با $۴۲/۵$ و $۱۰/۴$ و میانگین $۹/۰ \pm ۲۶/۳$ میکروگرم بر گرم مشاهده شد. بین مس موجود در بدن دوکفه ای ها و مس موجود در رسوب ضریب همبستگی مثبت ($p<0.01, r=0.6$) مشاهده شد که می تواند مبین این باشد که رسوبات می توانند منبعی برای آلودگی دوکفه ای ها به مس باشند. عدم وجود همبستگی معنی دار بین مس رسوب و خرچنگ ها و شکم پایان نشان می دهد که مس موجود در بدن آنها ارتباط چندانی به غلظت آن در رسوب نداشته و عملاً مس بعنوان یک عنصر ضروری در بدن آنها حضور دارد. اگر چه مطالعات زیادی در ارتباط با غلظت مس در نرم تنان و سخت پوستان صورت گرفته ولی منابع چندانی در ارتباط با غلظت مس در پرتاران وجود ندارد. بین مس موجود در بدن پرتاران و غلظت آن رسوب همبستگی معنی داری ($p>0.05, r=0.18$) مشاهده نشد ولی مطالعات نشان داده است که غلظت مس در پرتاران وابستگی شدیدی به مقدار آن در رسوبات دارد (Clerk, 1992) شاید این اختلاف در نتیجه ، به علت ناکافی بودن مناطق نمونه برداری واجد پرتاران باشد.

در اینجا نیز برای درک بهتر و آسانتر روابط بین عناصر موجود در رسوب و آبزیان و نیز منابع انسانی و طبیعی آلاینده ها از تحلیل عاملی استفاده می شود. تخصیص امتیاز بالا برای متغیرهای فلزات سنگین در شکم پایان در عامل اول که توصیف کننده ۲۶ درصد از واریانس ها می باشد بیان کننده وجود منبع آلودگی یکسان بین آن ها می باشد که ممکن است آب یا رسوب باشد. عامل ۲ که توصیف کننده ۱۹ درصد از واریانس ها می باشد بیان کننده منبع مشترک آلودگی برای سرب دوکفه ای ها و خرچنگ ها می باشد. امتیاز بالا در مورد مس در دوکفه ای ها در عوامل ۳ و ۴ نشان دهنده این است که دو کفه ای ها دارای ۲ منبع دریافت مس می باشد. اجرای این تحلیل عاملی روابط دیگری را نیز بین عناصر موجود در آبزیان با یکدیگر و با رسوب را نشان می دهد که به نظر پیچیده می آید و مستلزم مطالعات اکولوژیک بیشتر بین بی مهرگان می باشد.

همبستگی مواد آلی با فلز مس و روی نشان میدهد که احتمالاً این مواد حامل های خوبی برای این دو فلز باشند. شاید تجمع دو فلز مس و روی در دو منطقه پشت شهر، پالایشگاه و اسکله رجایی به علت تجمع مواد آلی زیاد در این منطقه باشد و در توزیع آنان نقش دارد. در صورتیکه میزان سرب در مناطق با مواد آلی بالا دارای یک روند نزولی می باشد. همچنین عدم همبستگی بین مواد آلی و کادمیم نشان دهنده این است که مواد آلی میلی برای ترکیب شدن با کادمیم را ندارند.

در همبستگی بین دانه بندی و غلظت فلزات نکته جالب این است که بین غلظت فلزات در رسوبات با غالبیت رس و لای یک رابطه معکوس دیده می شود. ارتباط سرب موجود در رسوب با دانه های رسی معکوس و دانه های لای مستقیم، روی موجود در رسوب با ذرات رس ارتباط مستقیم و با لای معکوس، غلظت مس موجود در رسوب با رس مستقیم و با لای معکوس می باشد. غلظت بالای سرب در مناطق دارای مقادیر زیاد لای مانند اسکله شیلات، خور گورسوزان، هتل امین، سورو، اسکله باهنر و نیروگاه (در شکل های ۶ و ۱۶) مشهود است. بدیهی است هرچه اندازه قطر ذرات کمتر باشد میزان جذب فلزات توسط آنها بیشتر است ولی این نمی تواند یک پدیده مطلق باشد چون میزان محتویات فلزات سنگین در رسوب به شدت به عمق لایه رسوبی وابسته است (و نه صرفاً به اندازه ذرات) غلظت فلزات در عمق های متفاوت رسوب فارغ از نوع دانه بندی با هم متفاوت می باشند مثلاً ذرات سرب در اعماق پایین بستر با ذرات ریز رسوب نسبت مستقیم و در بخش های بالایی نسبت عکس دارد (Maslennikova et al, 2012).

۵-۵- تجمع زیستی:

از نسبت غلظت آلاینده ها در بافت به غلظت آنها در رسوب ضریبی بدست می آید که ضریب تجمع زیستی نامیده می شود (Harrahy et al, 1997 and Ramadan et al, 2010). در محاسبه این ضریب مقادیر فلزات تجمع یافته در بدن و در رسوب (محیط زیست جاندار) مهم است. بیشترین مقدار تجمع زیستی در تمام گروه ها و مناطق مورد مطالعه مربوط به فلز روی و مس و کمترین آن برای سرب مشاهده شد. در تعدادی از گروه های آبرزی علیرغم تجمع یا تغلیظ سایر فلزات نسبت به روی ملاحظه می شود که ضریب تجمع زیستی آنها پایین تر از این ضریب در روی بدست می آید (که در پرتاران در اسکله شیلات مشاهده می شود). این نتیجه پیشنهاد می دهد که این بی مهرگان مقادیر روی موجود در بدن خود را عمدتاً از آب یا از طریق خوردن جلبک ها بدست می آورند. ضرایب تجمع زیستی در خرچنگ ها و شکم پایان نیز قابل توجه است بطوریکه در مورد روی و مس مقادیر این ضریب بالا می باشد ولی نباید مس موجود در خون این آبزیان را از نظر دور نگه داشت. به نظر می رسد که بالا بودن ضریب تجمع زیستی در مورد مس به مقادیر آن در خون آنها مربوط می شود زیرا در مورد دو کفه ای ها و پرتاران که در خون خود فاقد مس می باشند مقادیر این ضریب مرتبط با مس نسبتاً پایین است. طبق این نتایج به نظر می رسد پرتاران و دوکفه ای ها در مقابل روی و مس در رسوب نسبت به دو گروه خرچنگ ها و شکم پایان مقاومت بیشتری دارند.

Ramadan و همکاران در سال ۲۰۱۰ در سواحل لیبی میزان تجمع فلزات سنگین را در بافت شکم پایان و آب اندازه گرفته و با محاسبه ضریب تجمع زیستی مشاهده نمودند تجمع مقادیر زیاد روی و مس و سرب نسبت به سایر فلزات مانند کادمیم و کروم سبب افزایش ضریب تجمع زیستی شده و نتیجه گرفت که شکم پایان این فلزات را بطور مستقیم آب اطراف جذب می نمایند. این نتایج تحقیق Catsiki and Florou در ۲۰۰۶ شده که در خلیج سارونیکوس در یونان انجام شد، تایید کرد .

تحقیق مشابهی توسط Beeby و همکاران در سال ۲۰۰۲ صورت گرفت و علاوه بر تایید نتایج محققین مذکور نتیجه گرفت که توده صدف های شکم پایان در مناطق آلوده نسبت به این توده در مناطق غیر آلوده شکننده تر می باشد و این امر بخصوص بر اثر جایگزین شدن سرب به جای کلسیم در ترکیب کربنات کلسیمی صدف شکم پایان و گروه استامید در کیتین و کیتوزان خرچنگ ها اتفاق می افتد (Ramadan et al, 2010 and Lee et al 1997) بطوریکه از این خاصیت صدف ها و خرچنگ ها برای سرب زدایی در بسیاری از محلول های آلی استفاده می کنند .

۶-۵- ارزیابی خطر اکولوژیک

۶-۵-۱- فلزات سنگین

با صنعتی شدن سریع و توسعه اقتصادی ، فلزات سنگین از راه های مختلف مانند کود های شیمیایی ، آبیاری ، رودخانه ها ، پساب ها رسوبات جوی و منابع کانونی به خاک و رسوب نفوذ می کنند. خاک و رسوب معمولاً به عنوان آخرین گیرنده فلزات سنگین همواره مورد توجه قرار گرفته است. (Banat et al, 2005). در این مطالعه دو گروه از شاخص ها جهت بررسی کیفیت رسوبات محاسبه شد . گروه اول شاخص های منفرد می باشند که هر شاخص نشان دهنده باری است که تک تک فلزات بطور منفرد در رسوب ایجاد می نمایند و گروه دوم شاخص های یکپارچه میباشند که در واقع حاصل جمع شاخص های منفرد می باشند. در این مطالعه ابتدا مقدار عددی شاخص از طریق روابط ریاضی محاسبه و سپس با توجه به مقادیر مرجع که در مورد هر شاخص توصیف خواهد شد به ارزیابی کیفی محیط پرداخته می شود.

اولین شاخص محاسبه شده فاکتور آلودگی (contamination factor) است که از محدوده عددی زیر برای توصیف آن استفاده شد $C^i_f < 1$ ضریب آلودگی پایین ، $1 < C^i_f < 3$ ضریب آلودگی متوسط ، $3 < C^i_f \leq 6$ فاکتور آلودگی قابل توجه ، $C^i_f \geq 6$ فاکتور آلودگی خیلی زیاد (Hakanson 1980) .

در این تحقیق مقادیر فاکتور آلودگی برای سرب در کلیه مناطق مورد مطالعه بزرگتر از ۶ بدست آمد که نشان دهنده وجود پتانسیل خطر در مورد این عنصر در رسوب می باشد. محاسبه این فاکتور در مورد کادمیم و دامنه اعداد بدست آمده درجه آلودگی بسیا بالا و نگران کننده ای را نشان داد و علت بالا بودن این درجه آلودگی

پایین بودن مقادیر مرجع برای کادمیم است که مقدار آن ۱ می باشد و عملاً سبب بالا بودن عدد فاکتور آلودگی می شود این در حالیست که ضرایب تجمع زیستی این فلز، همانطو که در مبحث مربوط به تجمع زیستی به آن اشاره شد، تفاوت چشمگیری با سرب ندارد. محاسبه فاکتور آلودگی خیلی بالا و ضریب تجمع زیستی نسبتاً پایین در مورد کادمیم را شاید بتوان اینگونه توضیح داد که گروهای بی مهره مورد مطالعه علاقه ای به تجمع این فلز در بدن خود ندارند و یا اینکه مکانیزم های دفع آن در این گروها وجود دارند ولی آنچه مسلم است کادمیم بجز در مواردی در زنجیره غذایی تجمع نمی یابد (Clerk, 1992). فاکتور آلودگی محاسبه شده در مورد روی، برعکس کادمیم، نشان داد که علیرغم بالا بودن ضریب تجمع زیستی این فلز مقادیر فاکتور آلودگی خیلی بالا نیست و برای تمام مناطق مورد مطالعه در محدوده متوسط (بجز پالایشگاه و اسکله رجایی که در محدوده قابل توجه می باشند) قرار دارد. در مورد وجود روی در بی مهرگان منابع زیادی در دسترس نیست ولی به نظر می رسد که بیمهرگان می توانند هدفی برای تجمع روی باشند. در مورد مس نیز محاسبه فاکتور آلودگی در محدوده خیلی بالا قرار دارد و این حد اقل در مورد پرتاران و دوکفه ای ها نشان میدهد که ضرایب بالای تجمع زیستی مس در بدن آنها می تواند ناشی از درجه بالای آلودگی در رسوب باشد.

شاخص بعدی جهت برآورد کیفیت رسوب از نظر آلودگی به فلزات سنگین شاخص پتانسیل خطر اکولوژی یا فاکتور خطر اکولوژی که مقادیر زیر برای توصیف آن استفاده می شود: $Er^i < 40$ پتانسیل خطر اکولوژی پایین، $40 < Er^i < 80$ پتانسیل خطر اکولوژی متوسط، $80 < Er^i < 160$ پتانسیل خطر اکولوژی قابل توجه، $160 < Er^i$ پتانسیل خطر اکولوژیک بالا و بالاتر از ۳۲۰ پتانسیل خطر اکولوژیک خیلی بالا را نشان می دهد. در این بررسی این فاکتور برای سرب در مناطق اسکله شیلات، خور گور سوزان و هتل امین قابل توجه و برای سایر مناطق پتانسیل متوسط بدست آمد. مقادیر محاسبه شده برای کادمیم برای تمامی مناطق مورد مطالعه بسیار بالا ارزیابی شد ولی در مورد روی مقادیر ارزیابی شده در دامنه پتانسیل خطر پایین قرار دارد. پتانسیل خطر اکولوژیک برای مس نیز در تمامی مناطق مورد مطالعه قابل توجه محاسبه شد.

شاخص دیگری که استفاده از آن بسیار متداول می باشد شاخص تجمع جغرافیایی می باشد. (geo-accumulation) برای توصیف این شاخص ۷ رده بوسیله (Buccolieri et al, 2006) طراحی شده است که بصورت زیر می باشد:

$I_{geo} \leq 0$ رده ۰ غیر آلوده، $0 \leq I_{geo} \leq 1$ رده ۱ از غیر آلوده تا آلودگی متوسط، $1 < I_{geo} \leq 2$ رده ۲ آلودگی متوسط، $2 < I_{geo} \leq 3$ رده ۳ از آلودگی متوسط تا آلودگی شدید، $3 < I_{geo} \leq 4$ رده ۴ آلودگی شدید، $4 < I_{geo} \leq 5$ رده ۵ از آلودگی شدید به خیلی شدید و $I_{geo} \leq 5$ خیلی شدید.

در این بررسی بجز در پشت شهر که در رده ۳ یعنی از آلودگی متوسط به آلودگی شدید می باشد بقیه مناطق در رده ۴ یعنی آلودگی شدید قرار دارند. در مورد کادمیم در تمامی مناطق این شاخص در رده ۴ یعنی آلودگی بسیار شدید بدست آمد. مس نیز در مناطق اسکله شیلات، خور گور سوزان، هتل امین، سورو، نیروگاه در رده ۴ یعنی آلودگی شدید و در سایر مناطق رده ۵ یعنی از آلودگی شدید به بسیار شدید قرار دارد.

دو شاخص یکپارچه شامل شاخص پتانسیل خطر اولوژیک که حاصل مجموع پتانسیل های خطر اکولوژیک تک تک عناصر است و مقادیر زیر جهت برآورد کیفیت محط برای توصیف آن استفاده می شود: $RI < 150$ خطر اکولوژیک پایین ، $150 \leq RI < 300$ خطر اکولوژیک متوسط ، $300 \leq RI < 600$ خطر اکولوژیک قابل توجه و $RI > 600$ خطر اکولوژیک خیلی بالا (Hakanson, 1980). در این بررسی به واسطه بالا بودن پتانسیل خطر اکولوژیک برای کادمیم این ضریب نیز بالا بوده و برای تمام محیط های مورد مطالعه ، خطر اکولوژیک خیلی بالا ارزیابی شد.

شاخص درجه آلودگی که حاصل جمع فاکتور های آلودگی تک تک فلزات که بصورت زیر توصیف می شود $m > Cd$ درجه آلودگی پایین ، $m \leq Cd < 2m$ درجه آلودگی متوسط ، $2m \leq Cd \leq 4m$ درجه آلودگی قابل توجه ، $m < C$ درجه آلودگی خیلی بالا (Caeiro et al, 2005 and Pekey et al, 2004) نیز در مورد مناطق مورد مطالعه بواسطه بالا بودن مقادیر شاخص فاکتور آلودگی در این مناطق آلودگی خیلی بالا ارزیابی شد. محققین بسیاری در مناطق مورد مطالعه به ارزیابی خطر اکولوژیک پرداخته اند و همگی بر این نکته توافق دارند که به علت متفاوت بودن مقادیر مرجع (pre-industrial refencelevel, baseline level, the average crust level, backrround level,.....) اکولوژیک منتج به نتایج متناقضی می شود (Qingjie et al. 2008). در این مطالعه از مقادیر مرجع Toxic background level و refrence factor مورد استفاده قرار گرفت.

Campose و Bidone در سال ۱۹۸۸ در سواحل برزیل برای ارزیابی خطر اکولوژیک در سواحل برزیل در ریودو ژانیرو از شاخص های منفرد فاکتور آلودگی و و پتانسیل خطر اکولوژیک و شاخص های یکپارچه درجه آلودگی و شاخص شاخص پتانسیل خطر اکولوژیک استفاده نمودند. Qingjie و همکاران در ۲۰۰۸ در چین از شاخص های فوق استفاده نموده و برای ۳ فلز مس و سرب و روی با محاسبه شاخص های منفرد و یکپارچه محیط را غیر آلوده بر آورد نمودند. Mashiatullah و همکاران در ۲۰۱۲ در کراچی پاکستان از دو شاخص فاکتور غنا (enrichment factor) و شاخص تجمع جغرافیایی برای ارزیابی خطر اکولوژیک در مورد فلزات استفاده نمود و در مورد نیکل و سرب به آلودگی متوسط دست یافتند

۵-۵- هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای

هیدرو کربن های آروماتیک چند حلقه ای از جمله آلاینده هایی هستند که تقریباً در تمام اکوسیستم های آب شیرین و رسوبات دریایی به چشم می خورند و برای آبریان دریایی بخصوص در جایی که فعالیت هایی انسانی زیاد باشد ایجاد خطر می نمایند (Neff 1979, 2002). این ترکیبات ترکیبی از دو یا چند حلقه بنزنی بوده و حلقه از طریق به اشتراک گذاشتن دز کربن به یکدیگر متصل می شوند. هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای هیچگاه به تنهایی در رسوبات یافت نمی شوند بلکه بصورت ترکیبات پیچیده با دامنه وسیعی از خصوصیات

فیزیکی و شیمیایی در آبزیان و سایر موجودات ایجاد سمیت می نمایند. نوع و ترکیب اجتماعات هیدروکربن های آروماتیک حلقوی به شدت وابسته به منبع این ترکیبات و نیز به میزان فرسایش آن ها از طریق تجزیه طبیعی در هنگام آزاد شدن در محیط می باشند. ارزیابی خطر آلاینده ها در رسوب در واقع تخمینی از میزان سمیت اجتماع آنها بر آبزیان در رسوب است (Neff 1979, 2002). سمیت ترکیبات PAH در رسوبات به ترکیب و شکل فیزیکی آنها بستگی دارد که هر دوی آنها به منبع و غلظت نسبی هر یک از ترکیبات در رسوب وابسته هستند (Neff 1979, 2002).

۵-۷- منبع PAH ها در رسوب:

تعیین منابع هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای از دو دیدگاه قابل بررسی می باشد. اول تعیین خواستگاه PAH ها و دوم شامل مشخص نمودن سهم منابع آلاینده در توزیع آلاینده ها می باشد.

هیدروکربن های آروماتیک حلقوی در طبیعت حاصل سه منبع می باشند: سوخت های فسیلی (petrogenic PAH) ، سوختن مواد آلی (pyrogenic PAH) و انتقال پیش ساز های مواد آلی طبیعی در محیط از راه فرایند های (دیازنیک) نسبتاً سریع شیمیایی یا زیستی (biogenic PAH) (Neff 1979, 2002).

نفت خام منبع اصلی PAH های حاصل از سوخت های فسیلی است. PAH ها ی حاصل از سوخت های فسیلی دارای وزن مولکولی پایین هستند و دارای ۲ یا سه حلقه بنزنی هستند. PAH های با وزن مولکولی بالاتر دارای غلظت های پایین تری در اجتماعات PAH حاصل از سوخت های فسیلی هستند (معمولاً کمتر از ۱۰۰ میلی گرم بر کیلو گرم) (Kerr et al. 1999). نفت پالایش شده نیز دارای همان مقدار از PAH می باشد که نفت خام قبل از پالایش دارد (Neff et al. 1994; Stout et al. 2002).

منبع اصلی PAH ها با دو یا سه حلقه بنزنی در محیط سوختن مواد آلی است (Neff, 1979). مواد آلی در زمان سوختن به مواد آلی کوچکتر و نهایتاً به آب و دی اکسید کربن تبدیل می شوند. در صورتیکه سوختن مواد آلی بطور ناقص صورت گیرد یا ماده حاصل از سوختن به سرعت سرد شود مواد آلی کوچک ممکن است متراکم شده و تشکیل ترکیبات جدیدی شامل PAH ها را بدهد. هیدروکربن های آروماتیک چند لقه ای که بر اثر سوختن مواد آلی ایجاد می شوند PAH های Pyrogenic گفته می شوند و اغلب در فاز بخار و ذرات معلق دود حاصل از وسایط نقلیه به فراوانی یافت می شوند.

PAH های دو و سه حلقه ای در فاز بخار و چهار تا شش حلقه ای در فاز ذرات معلق حاصل از آگروز وسایط نقلیه بیشترین مقدار را دارند (Neff, 2002). ترکیبات پیروژنیک پیچیده تر ترکیبات پتروژنیک هستند و بوسیله ترکیبات ۴ و ۵ و ۶ حلقه ای غالب هستند (Sporstol, 1983).

بیشتر رسوبات دارای مخلوطی از PAH ها می باشند که از منابع متعدد پیروژن و یا پتروژن بطور همزمان مشتق می شود. اغلب نیاز است که منابع PAH ها را به منظور اتخاذ استراتژی مناسبی برای کنترل و جلوگیری از

خطرات ناشی از آلودگی های ناشی از این آلاینده ها تعیین نمود. PAH پیروژنیک اغلب پایدار تر ، دارای سیالیت کمتر و دور از دسترس زیستی و دارای سمیت کمتر نسبت به PAH های پتروژنیک هستند (Farrington et al. 1986 ; Pastorok et al.1994; Gustafsson et al.1997) بنابراین تعیین منبع و خواستگاه ترکیبات PAH باید به عنوان بخشی از ارزیابی آلودگی رسوبات مورد توجه قرار گیرد.

برای تعیین خواستگاه PAH ها روش های متفاوتی وجود دارد که اختلاف در نسبت PAH های مادر به ایزومرهای آلکیل می تواند برای تشخیص و تمیز بین PAH های نمونه برداری شده در محیط مورد استفاده قرار می گیرد (Bence et al. 1996; Douglas et al.1996; Zeng et al. 1997; Stout et al.2002).

این روش در صورتیکه که داده های مربوط به ایزومرهای آلکیل شده PAH ها در دسترس باشد مورد استفاده قرار می گیرد و چنانچه فقط غلظت ترکیبات PAH مادر در دسترس باشد (در این تحقیق) در این صورت از نسبت های phenanthren به anthracene (PH/AN) و flouranthane به pyrene (FL/PY) استفاده می شود که در واقع نسبت ایزومر ها برای تشخیص منبع PAH مورد استفاده قرار میگیرد . anthracene و fluoranthene از دیدگاه ترمودینامیکی در مقایسه با ایزومر های خود یعنی phenanthrene و pyrene پایداری کمتری دارند (Baumard et al. 1998) از طرفی AN و FL در طی فرایندهای تولید ترکیبات پیروژن که همراه با افزایش سریع درجه حرارت است تولید می شوند ولی در فرایند های کند تشکیل مواد آلی که منجر به تولید سوخت های فسیلی می شوند پایدار نمی مانند و این خاصیت این ترکیبات منجر به این نظریه شده است که نسبت PH/AN مربوط به PAH های پیروژن معمولاً کمتر از ۵ و در PAH های مربوط به پتروژن بیشتر از ۵ می باشد. این نسبت ها در مورد FL/PY برابر یا بیشتر از ۱ برای PAH های مربوط به پیروژن و بزرگتر از ۱ برای PAH های مربوط به پتروژن می باشد.

برای تعیین خواستگاه ترکیبات PAH ها در این بررسی از روش دوم استفاده شد که نتایج حاصل از آن در جدول ۱۵ آمده است که مطابق آن می توان چنین استنباط نمود که خواستگاه ترکیبات PAH در کلیه مناطق مورد مطالعه عمدتاً از نوع پیروژن است زیرا نسبت PH/AN در تمام ایستگاه ها کمتر از ۵ و نسبت FL/PY کمتر از ۱ است (Sporstol 1983). با حصول این نتایج انتظار می رود که ترکیبات PAH موجود در رسوبات در مناطق مورد مطالعه از نوع ۴ تا ۶ حلقه ای باشد . با عنایت به شکل ملاحظه می شود که ترکیبات ۵ حلقه ای بیشترین غلظت و سپس ترکیبات ۶ و ۴ حلقه ای در رتبه های بعدی قرار دارند.

بسیاری از فعالیت های صنعتی و منطقه ای، مانند سوختن جنگل ها، از طریق تجزیه شیمیایی بر اثر حرارت به عنوان تولیدات ضمنی و سنتز شیمیایی بصورت ذرات هوایی تولید PAH وارد محیط میشوند. سوختن سوخت های فسیلی یکی از منابع مهم PAH های پیروژنیک در محیط می باشد. ذرات ریز حاصل از سوختن بنزین و ماشین های دیزلی شامل ۱۶ تا ۲۳۰۰ میکرو گرم بر گرم ترکیبات ۴ تا ۶ حلقه ای می باشند (Takada et al. 1998; Oda et al. 1991). تقریباً تمام PAH های حاصل از وسایط نقلیه می توانند در یک مسیر ۵۰ متری رسوب نمایند. (Harrison and Johnston, 1985; Hewitt and Rashed, 1990) که بیشتر PAH های رسوب یافته راهی آب دریا می شوند (Hoffman et al.1984; Sharma et al. 1994). صنایعی مانند

تهیه ذغال سنگ (Lao et al. 1975)، کربنه کردن ذغال سنگ و نفت به منظور تولید بنزین، صنایع تولید مواد سیاه از تقطیر ذغال سنگ (coal tar)، کربن سیاه، صنایع مربوط به غیر (Villaume 1984;Merill and Wade 1985;Muller et al. 1989)، پالایش نفت از طریق کاتالیزور برای تولید بنزین پالایش یافته (Stout et al. 2001)، تولید آهن و فولاد (Yang et al. 2002) ذوب آلومنیوم (Thrane 1987;Naf et al. 1994) تولید ذرات معلق در هوا و ضایعات جامد با غلظت های بالای PAH، که نهایتا وارد آب های شیرین و شور می شوند، می نمایند مثلا ۷ کارخانه ذوب آلومنیوم در نروژ در سال ۹۲ حدود ۱۰ تن ترکیبات متفاوت PAH از نوع پیروژنیک را روانه دریا نموده است (Knutzen, 1995).

ترکیبات پیروژنیک از طریق نشت طبیعی نفت، فرسایش موادی مانند ذغال سنگ، بافت های پوسیده گیاهی که به عنوان کود و سوخت استفاده می شوند، رسوب نفت شیل، نشت نفت و ذغال به آب، تخلیه آب موازنه کشتی ها، پساب های حاصل از پالایش نفت، جدا سازی نفت از آب در سکو های تولید نفت، موتورهای با سوخت ذغال سنگ، پساب های حاصل از طوفان و بسیاری از منابع غیر کانونی وارد آب های شیرین و آب دریا می شوند (NAS, 2002;Neff, 2002).

از مقایسه دو گروه از صنایع ذکر شده در بالا و نتایج این بررسی می توان استنتاج نمود که ترکیبات PAH موجود در رسوبات مناطق مورد مطالعه حاصل صنایع کانونی بوده که جزء منابع آلوده کننده پیروژن می باشند. نظر به اینکه این صنایع در طول خط ساحلی واقع شده اند لذا آلاینده های حاصل از آنها یا بطور مستقیم وارد آب دریا می شوند و یا ابتدا بصورت ذرات معلق در هوا و سپس بصورت ذرات ته نشین شده از راه جریان های سطحی راه به دریا می یابند. به عبارتی دیگر چون نمونه های رسوب در مناطق کم عمق ساحلی برداشت شده است وجود ترکیبات PAH حاصل از صنایع آلاینده کانونی که از نوع پیروژنیک است دور از انتظار نیست.

با مراجعه به جدول ۱۵ مشاهده می شود که تقریبا تمامی ترکیبات PAH حاصل ریزش پساب های شهری (urban runoff) می باشد زیرا مقادیر نسبت های ایزومرها در دامنه مربوط به این منبع آلودگی یعنی بین $1/47 - 0/56$ و $1/07 - 0/23$ به ترتیب برای نسبت های PH/AN و FL/PY است. بدین ترتیب مناطق مورد مطالعه متاثر از یک تک منبع می باشند که همان پساب های شهری (urban runoff) می باشند. برای تفکیک و تعیین دقیق تر توزیع منابع آلودگی و صحنه گذاری در تک منبع بودن آلاینده های آلی از آنالیز آماری PCA استفاده شد (Wold et al. 1987) که نتایج حاصل از این آزمون در جدول ۱۶ آمده است. در این آزمون با توجه به مقادیر ویژه ۴ عامل اصلی بدست آمد که تقریبا ۸۸ درصد از تغییرات را نشان می دهد. با عنایت به ضرایب متغیر ها ملاحظه می شود که عامل اول دارای بیشترین ضرایب مربوط متغیر ها می باشد. تغییرات مربوط به تمامی ترکیبات ۴، ۵ و ۶ حلقه ای بجز پیرن که در جایگاه مربوط به عامل ۳ قرار دارد بوسیله عامل اول قابل توضیح می باشد به عبارت دیگر این ترکیبات می توانند منبع توزیع مشترکی جدا از PY داشته باشند. همچنین عامل اول در برگیرنده بیشترین ضرایب مربوط به ترکیبات ۳ حلقه ای بجز ACP است که بوسیله عامل شماره ۲ قابل تفسیر است. یعنی تمام ترکیبات ۳ تا ۶ حلقه ای می توانند دارای یک منبع توزیع داشته باشند بجز PY و ACP که منبع توزیع این دو ترکیب نیز با هم متفاوت است زیرا اولی بوسیله عامل سوم

و دومی بوسیله عامل دوم قابل توضیح است. ترکیب ۲ حلقه ای نفتالین نیز از نظر منبع توزیع می تواند با ACP مشترک باشد زیرا این ترکیب هم بوسیله عامل ۲ قابل تفسیر می باشد. با دقت در ضرایب Na و FL مشاهده که اگر چه تغیرات مربوط به این متغیرها بوسیله یک عامل تفسیر می شود ولی ضرایب آنها در عوامل دیگر نیز نزدیک به عامل اصلی می باشد. مثلاً Na دارای بالاترین ضریب در عامل دوم (۰/۷) است ولی در عامل اول نیز ضریب آن قابل ملاحظه می باشد (۰/۶) و یا FL در عامل دوم دارای بالاترین ضریب است (۰/۶) ولی می تواند بوسیله عامل اول (۰/۵۲) نیز مورد تفسیر قرار گیرد. بدین ترتیب بیشتر ترکیبات موجود در رسوبات به غیر از ACP، PY و Na، FL از دارای یک منبع توزیع مشترک می باشند که با توجه به مقادیر نسبت ایزومر ها می تواند پساب شهری باشد. نفتالین و فلورن علاوه بر این منبع آلودگی میتوانند دارای یک منبع مشترک دیگر نیز باشند. این منبع آلودگی میتواند منبع آلودگی برای ACP هم باشد ولی قطعاً پساب شهری نخواهد بود. ترکیب پیرن نیز از یک منبع آلودگی متفاوت با سایر ترکیبات توزیع می گردد.

۵-۷- تخمین سمیت آلودگی های در رسوب

هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای در حالت محلول و در آب محیط و یا آب موجود در خلل و فرج رسوبات از هیدروکربن هایی که جذب ذرات شده و یا به بخش آبگریز (NonAqueous Phase Liquid) محلول متصل شده اند دارای قابلیت دسترسی زیستی و سمیت بیشتری هستند (Gustafsson et al. 1997; Pastorok et al. 1994).

مواد شیمیایی غیر قطبی مانند PAH ها دارای حلالیت خیلی پایین در آب بوده و تمایل زیادی برای جذب توسط رسوبات و ذرات آلی و تغلیظ زیستی بوسیله موجودات زنده را دارند (Neff 2002). بیشتر ترکیبات PAH پیروژن وارده به محیط آبی با وزن ملکولی بالا جذب بخش ذره ای و PAH های پتروژن با وزن مولکولی کم جذب بخش بخار خروجی وسائط نقلیه می شوند که این گروه از ترکیبات از طریق بارش باران به محیط آبی وارد می شوند. هر دوی این ترکیبات جذب فاز آلی ذرات معلق در آب شده و به همراه این ذرات در رسوبات ته نشین می شوند (Neff 2002). ترکیبات پیروژن و پتروژن می توانند با بخش کلوییدی و ذرات آلی رسوبات و یا با بخش آبگریز (فاز چربی) یا با پوششی از چربی با رسوب تشکیل ترکیبات پیچیده ای را ایجاد مینمایند. چون PAH ها برای ترکیب شدن با فاز چربی نسبت به مواد آلی موجود در رسوبات و آب موجود بین ذرات تمایل بیشتری نشان می دهند تفکیک هیدروکربن ها در آب بین ذرات رسوب در درجه اول بوسیله تمایل PAH ها در فاز چربی (NAPL) کنترل می شود (Zemanek et al. 1997). بنابراین در زمان تخمین تفکیک PAH بین فاز چربی (NAPL) و فاز آبی غلظت PAH ها باید نسبت به برخی مقادیر هیدروکربن های کل یکدست شود که اصطلاحاً نرمال کردن نامیده می شود.

PAH ها در رسوبات، بین سه فاز آبی (آب بین ذرات رسوب)، ترکیب با ذرات و فاز چربی بر اساس تمایل نسبی آنها برای ترکیب شدن با هر یک از این سه فاز توزیع می شوند. این توزیع می تواند تحت عنوان ضریب

تفکیک کربن / آب (Koc) یا ضریب تفکیک چربی / آب (Koil) بیان شود (Lee et al. 1992a; Neff and Sauer 1995; Di Toro and McGrath 2000; Hansen et al. 2003).

هر دوی این ضرایب مشابه ضریب تفکیک کربن / آب (Kow) است که استفاده از آن برای تغلیظ زیستی ترکیبات آلی غیر قطبی بوسیله آبزیان بسیار متداول است (Koc, Connell, 1993; Neff, 2002). برای اغلب مواد آلی غیر قطبی و مواد کلوییدی / ذره ای موجود در رسوب از Kow کوچکتر می باشد (Karickhoff, 1981; Di Toro et al. 1991; Neff, 2002)، برعکس Koil هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای در بیشتر مواد نفتی پالایش یافته و ذغال سنگ مایع تقریباً برابر و یا بیشتر از Kow است و با افزایش میانگین وزن مولکولی فاز چربی (NAPL) افزایش می یابد (Shiu et al. 1990; Lee et al. 1992a, 1992b).

با توجه به توضیحات بالا با استفاده از ضریب Kow می توان ضریب Koc را محاسبه نمود و برای محاسبه PAH محلول می توان از نسبت غلظت PAH در رسوب به ضریب Koc استفاده کرد که در واقع مقادیر نرمال شده PAH موجود در رسوب می باشد. اساس این تبدیل بر اساس این فرضیه می باشد که PAH محلول یا PAH موجود در فاز آبی لابلای ذرات رسوب به مراتب سمی تر و دارای قابلیت دسترسی زیستی بیشتری نسبت به PAH جذب شده در فاز چربی است (Neff, 2002) و همچنین اثر هر یک از PAH ها در PAH کل و سمیت آنها اثر افزایشی دارد (Warne et al. 1989; Di Toro and McGrath 2000; Hensen et al. 2003; Landrum et al. 2003).

ملاک تخمین سمیت PAH ها PAH کل و یا شاخص HI است که حاصل جمع ضرایب خطر (HQ) تک تک PAH ها می باشد چنانچه این شاخص بزرگتر از ۱ باشد در این صورت رسوب می تواند تهدیدی سمی برای آبزیان و بی مهرگان موجود در آن محسوب شود به عبارت دیگر شاخص خطر بزرگتر از ۱ مبین این است که فاز آبی بین ذرات رسوب حاوی مقادیر بالاتری از PAH تخمینی برای سمیت مزمن آنها برای موجودات کفزی می باشد (Ozretich et al. 2000).

مقادیر HI محاسبه شده در این بررسی در کلیه مناطق مورد بررسی به مراتب کمتر از ۱ بدست آمد. به عبارت دیگر رسوبات موجود در این مناطق برای بی مهرگان موجود در آن سمی نیست. می توان گفت که واسطه های انتقال ترکیبات پیروژنیک و پتروژنیک از منبع آلودگی مانند صنایع و ضایعات حاصل از موتور وسایل نقلیه به فاز آبی وجود ندارد و یا محدود می باشد. با توجه به اینکه ترکیبات PAH با وزن مولکولی کم در بخش بخار و ترکیبات با وزن مولکولی زیاد در بخش ذره ای این ضایعات وجود دارند که به ترتیب از راه ریزش باران و جریانات سطحی، که آن نیز به نوبه خود به میزان بارندگی، بستگی دارد وارد آب دریا می شوند. نظر به اینکه میزان بارندگی سالانه در بندرعباس بسیار کم می باشد می توان استنتاج نمود که عدم وجود ترکیبات PAH های پتروژن در رسوبات ناشی از کمبود بارندگی سالانه است. به عبارت دیگر غلظت ترکیبات پتروژن در هوا بیش از آب دریا و یا رسوبات می باشد. از طرفی خاصیت ذره ای بودن ترکیبات پیروژن امکان رسوب آنها را آسانتر نموده و سپس این ترکیبات راه خود را به دریا میابند که یکی از آنها جریانات سطحی است. بدهی است وجود توریست ها در حاشیه سواحل و همچنین افزایش عبور و مرور وسایط نقلیه و نیز پیشروی خشکی در

دریا توسط دولتمردان به واسطه توسعه شهری از دیگر عوامل ورود این ذرات به آب دریا می باشد ولی در حدی نیست که سبب سمیت رسوب برای بی مهرگان آبرزی شود.

بررسی نوع هیدروکربن های آروماتیک حلقوی در رسوب و بافت آبریان وابستگی شدید پرتاران و تا حدی خرچنگ ها را به رسوب نشان می دهد زیرا در پرتاران مانند آنچه که در رسوب مشاهده شد ترکیبات ۵ حلقه ای و در خرچنگ ها ترکیبات ۴ حلقه ای گروه های غالب را تشکیل می دهند در صورتیکه در نرم تنان گرو های غالب با ترکیبات ۲ و، بخصوص، سه حلقه ای میباشد و این عدم وابستگی این موجودات را به رسوب از دیدگاه جذب ترکیبات PAH نشان می دهد. این موجودات ترکیبات PAH را از منابعی بجز رسوب دریافت می نمایند که ممکن است یکی از راه ها فتواکسیداسیون باشد.

غلظت فلزات سنگین و سایر آلاینده ها در نهایت به اکوسیستم ها رسیده و در معرض استفاده موجودات قرار می گیرند. هدف نهایی آلاینده ها رسوب هستند که بسیاری از ماکرو و بنتوز ها به نام ماکرو و بنتوز ها در این رسوبات زندگی می کنند و چه بسا از آن به عنوان غذا استفاده می کنند که به آنها ماکرو و بنتوز اطلاق می شود (Takarín et al. 2008).

استفاده گرو های بی مهره به روش پلانکتون خواری و رسوب خواری بیشتر از سایر روش های تغذیه ای می تواند در تجمع و تغلیط آلاینده ها بخصوص فلزات سنگین در بدن این گروه از ماکرو و بنتوز ها موثر باشد. بدین ترتیب فلزات سنگین می توانند از طریق تغذیه از رسوبات و زنجیره های غذایی به سایر موجودات انتقال یابند و مشکل زمانی دو چندان خواهد شد که این گرو های ماکرو و بنتوز بوسیله انسان مورد استفاده قرار گیرند که در این صورت تهدیدی جدی برای سلامت انسان خواهد بود (Novertia et al, 2011).

امروزه کمتر به اثر فلزات و آلاینده ها بر تنوع زیستی پرداخته می شود و بیشتر به غلظت این آلاینده ها در ماکرو و بنتوز ها و رسوب اکتفا می شود. با توجه به استفاده گرو های ماکرو و بنتوز در سیستم های کشتابورزی (Novertia et al. 2011) شایسته است تا اثر آلاینده ها بخصوص فلزات سنگین بر تنوع ماکرو و بنتوز ها مورد بررسی قرار گیرد.

بررسی روند تغییرات شاخص غنای گونه ای نشان داد که افزایش مقادیر روی و مس می تواند در ایستگاه های اسکله شیلات، پشت شهر، پالایشگاه و اسکله رجایی سبب کم کردن غنای گونه ای شود. به عبارت دیگر این عناصر سبب حذف برخی از گونه های حساس در محیط شده اند غلظت فلزات در این مناطق سبب کاهش مقادیر شاخص شانون نیز شده است و این نشان دهنده غالبیت برخی از گونه ها نسبت به سایر مناطق با غلظت مس و روی می باشد. با عنایت به همین شکل مشخص است که شاخص برگر - پارکر، که مبتنی بر نسبت یک گونه با بیشترین فراوانی بر کل جمعیت گونه ها می باشد، از روند نسبتاً ثابتی برخوردار است و این بدین معنی است که گونه با مقادیر بیشینه همچنان در جایگاه سابق خود قرار دارد و گونه جدیدی جایگزین آن نشده است.

اگرچه مطابق نمودار ها افزایش مقادیر روی و مس سبب کاهش مقادیر شاخص های تنوع زیستی میشود ولی تست های آماری پیرسون و اسپیرمن هیچ ارتباط معنی داری را در هیچ سطحی از خود نشان نداد. Novertia و همکاران در سال ۲۰۱۱ در جاکارتای اندونزی با مطالعه اثر فلزات سنگین بر تنوع زیستی ماکروبتوزها نتیجه گرفتند که مقادیر رویو مس موجود در رسوبات که از صنایع حاصل می شود با شاخص شانون یا تنوع ماکروبتوزها بخصوص تنوع زیستی پرتاران همبستگی از نوع منفی دارد. نتایج همین تحقیق نشان داد که مقادیر بالای مس و روی حاصل از صنایع که در رسوبات انباشته می شوند به شدت بر تنوع زیستی و عمدتاً شاخص شانون اثر منفی گذاشته و سبب کاهش تنوع زیستی میشود. این تحقیق شامل بررسی پتانسیل خطر اکولوژیک آلاینده های فلزات سنگین و هیدروکربن های آروماتیک حلقوی در رسوب می باشد.

نتایج حاصل از بررسی ۴ فلز سنگین نشان داد که مقادیر این فلزات از مقادیر مرجع آنها در UCC (غلظت قشر فوقانی زمین) بیشتر می باشد. همچنین بررسی ها نشان داد که عوامل حضور سرب در دریا وسایط نقلیه ، کادمیم صنایع ، مس فاضلاب شهری و روی کارخانه تولید روی باشد. بررسی مقادیر فلزات سنگین در بافت آبزیان و ضرایب همبستگی با رسوب نشان داد که به نظر می رسد نرم تنان فلزات سنگین را از آب دریافت نموده و خرجنگ ها و پرتاران ای الاینده ها را از رسوب دریافت می نمایند.

در همبستگی بین دانه بندی و غلظت فلزات مشاهده شد که هرچه اندازه قطر ذرات کمتر باشد میزان جذب فلزات توسط آنها بیشتر است ولی این نمی تواند یک پدیده مطلق باشد چون میزان محتویات فلزات سنگین در رسوب به شدت به عمق لایه رسوبی وابسته است (و نه صرفاً به اندازه ذرات) غلظت فلزات در عمق های متفاوت رسوب فارغ از نوع دانه بندی با هم متفاوت می باشند .

بررسی تجمع زیستی در موجودات زنده نشان داد که ضریب تجمع زیستی در مورد روی و مس در تمام ایستگاه ها بالاست که به نظر می رسد با توجه به کاهش شاخص های تنوع زیستی در مناطق حاوی روی و مس این ضریب بر تنوع ماکروبتوز ها نیز تاثیر منفی گذاشته.

نتایج حاصل از بررسی شاخص های ارزیابی خطر اکولوژیک بیانگر بالا بودن شاخص های منفرد و تجمعی برای تمام فلزات و به عبارت دیگر پتانسیل بالایی از خطر در تمامی مناطق در مورد تمامی عناصر وجود دارد.

نتایج حاصل از بررسی ترکیبات هیدروکربن های آروماتیک حلقوی نشان دهنده تک منبع بودن انتشار این ترکیبات می باشد که همانا ریزش فاضلاب های شهری به دریا می باشد. از سویی منشاء این ترکیبات منشاء پیروژنیک می باشد. نتایج ارزیابی خطر اکولوژیک نشان داد که این ترکیبات تهدیدی برای اکوسیستم و موجودات در آن نمی باشند.

بطور خلاصه می توان نتیجه گرفت که با توجه به شاخص های ارزیابی خطر اکوتیک و شاخص های اکولوژیک مبتنی بر تنوع ، فلزات موجود در رسوبات می توانند تهدیدی برای موجودات زیست کننده در رسوبات باشد ولی این تهدید در مورد هیدروکربن های آروماتیک حلقوی جدی نمی باشد. بنابراین فرضیه تحقیق در مورد فلزات سنگین تایید و لی در مورد آلودگی های نفتی رد می شود. با عنایت به موارد ذکر شده در بالا می توان پیشنهاد زیر را در این تحقیق عنوان نمود

ارتباط بین شاخص های ارزیابی اکولوژیک و سایر شاخص های اکولوژیک بصورت مدل ریاضی از طریق نمونه برداری مستمر بدست آید.

تحقیق فوق در مورد تمام فلزات سنگین و سایر آلودگی های آلی بصورت مستمر صورت پذیرد

نظر به اهمیت تجمع زیستی از گرو های بی مهره بیشتری جهت محاسبه ضریب تجمع زیستی استفاده نمود که این خود مستلزم اندازه گیری آلاینده ها در آب می باشد.

منابع فارسی

- اجلائی، ک. (۱۳۹۲). بررسی فراوانی، توزیع، تنوع و توده زنده ماکروبتنوزها در آبهای دریای عمان (حوزه آبهای ایرانی). انتشارات موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور.
- طباطبایی، ط.، امیری، ف.، پذیرا، ع.ا. (۱۳۸۸). پایش ساختار و تنوع اجتماعات ماکروبتیک به عنوان شاخص های آلاینده در خورهای موسی و غنام. مجله شیلات. سال سوم. شماره ۴. ۱۲ ص
- مرتضوی، م. ص. ۱۳۹۲. بررسی آلودگی های نفتی و فلزات سنگین در سواحل ایرانی دریای عمان. پژوهشکده اکولوژی خلیج فارس و دریای عمان. موسسه تحقیقات شیلات ایران

منابع انگلیسی

- Ansari, Z. A., Ingole, B. S., Banerjee, G. and Parulekar, A. H. (1986). Spatial and temporal changes in benthic macrofauna from Mandovi and Zuari estuaries of Marmugoa harbor, Goa (central west coast of India). *Indian J. Mar. Sci.* 23 (4). 225-231.
- Banat, K. M., Howari, F. M., Al-Hamada, A. A., 2005. Heavy Metals in Urban Soils of Central Jordan: Should We Worry about Their Environmental Risks? *Environmental Research*, 97: 258–273
- Bartell ET. al 1992: Applications of Bioenergetics Models to Fish Ecology and Management: U.S. Fish and Wildlife Service, National Fisheries Research Center–Great Lakes , 1451 Green Road, Ann Arbor, Michigan, 48105, USA
- Baumard P, Budzinski H, Garrigues P. 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of the western Mediterranean Sea. *Environ Toxicol Chem* 17:765–776.
- Beeby, A.; Richmond L. and Florian H. (2002). Lead reduces shell mass in juvenile garden snails (*Helix aspersa*) *Environmental Pollution* 120 (2): 283-288
- Bence AE, Kvenvolden KA, Kennicutt II MC. 1996. Organic geochemistry applied to environmental assessments of Prince William Sound, Alaska, after the Exxon Valdez oil spill. *Org Geochem* 24:7–42.
- Buccolieri, A., Buccolieri, G., Cardellicchio, N., et al., 2006. Heavy Metals in Marine Sediments of Taranto Gulf (Ionian Sea, Southern Italy). *Marine Chemistry*, 99: 227–235

- Caeiro, S., Costa, M. H., Ramos, T. B., 2005. Assessing Heavy Metal Contamination in Sado Estuary Sediment: An Index Analysis Approach. *Ecological Indicators*, 5: 151–169
- Campos, A. N. Bidone, E. D. 2013. Potential Ecological Risk Index FOR HEAVY METALS: Assay AT Guanabara Bay, Rio de Janeiro – Brazil.
- Catsiki V. A. and Florou H. (2006). Integrated use of biomarkers (superoxide dismutase, catalase and lipid peroxidation) in mussels *Mytilus galloprovincialis* for assessing heavy metals' pollution in coastal areas from the Saronikos Gulf of Greece. *J. Environ. Radiact.* 86: 31- 44
- Clark, R B.1992.*Marin Pollution* .third edition .Clarendon press. Oxford.Emeritus professor of zoology university of Newcastel upon tyne.pp 77-80
- Clarke. A. L.2003. Long-term trends in eutrophication and nutrients in the coastal zone. *Limnol. Oceanogr.* 51(1, part 2), 2006, 385–397, by the American Society of Limnology and Oceanography, Inc.
- Connell DW. 1993. The octanol-water partition coefficient. In: Calow P, editor *Handbook of ecotoxicology*. Vol 2. London, UK: Blackwell Scientific. p 311–320.
- Di Toro DM, McGrath JA. 2000. Technical basis for narcotic chemicals and polycyclic aromatic hydrocarbon criteria. II. Mixtures and sediments. *Environ Toxicol Chem* 19:1971–1982
- Di Toro DM, Zarba CS, Hansen DJ, Berry WJ, Swartz RC, Cowan CE, Pavlou SP Allen HE, Thomas NA, Paquin PR. 1991. Technical basis for establishing aromatic hydrocarbons from diesel fuel into water. *Environ Sci Technol* 26:2104–2110.
- Douglas GS, Bence AE, Prince RC, McMillen SJ, Butler EL. 1996. Environmental stability of elected petroleum hydrocarbon source and weathering ratios.*Environ Sci Technol* 30:2332–2339.
- Farrington JW, Westall J. 1986. Organic chemical pollutants in the oceans and groundwater: A review of fundamental chemical properties and biogeochemistry.In: Kullenberg G, editor. *The role of the oceans as a waste disposal option*. New York (NY), USA: Reidel. p 361–425.
- Gustafsson ض, Gschwend PM, Buesseler KO. 1997. Using ²³⁴Th disequilibria to estimate the vertical removal rates of polycyclic aromatic hydrocarbons from the surface ocean. *Mar Chem* 57:11–23.
- Gustafsson ض, Gschwend PM, Buesseler KO. 1997. Using ²³⁴Th disequilibria to estimate the vertical removal rates of polycyclic aromatic hydrocarbons from the surface ocean. *Mar Chem* 57:11–23.
- Håkanson, L., 1980. An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control: A Sedimentological Approach. *Water Research*, 14: 975–1001
- Hansen DJ, Di Toro DM, McGrath JA, Swarz RC, Mount DR, Spehar RL, BurgessRM, Ozretich RJ, Bell HE, Reiley MC, Linton TK. 2003. Procedures for the derivation of equilibrium partitioning sediment benchmarks (ESBs) for the protection of benthic organisms: PAH mixtures. Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. EPA 600/R-02/013

- Harrahy, E A. and Clements, W.H. (1997). Toicity and bioaccumulation of heavy metals in Chironomus tentans. Environ. Toxicol. Chem, 16(2): 317-327.
- Harrison RM, Johnston WR. 1985. Deposition fluxes of lead, cadmium, copper, and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) on the verges of a major highway. Sci Tot Environ 46:121–35.
- Hewitt CM, Rashed MB. 1990. An integrated budget for selected pollutants for a major rural highway. Sci Tot Environ 93:375–384.
- Hoffman EJ, Mills GL, Latimer JS, Quinn JG. 1984. Urban runoff as a source of polycyclic aromatic hydrocarbons to coastal waters. Environ Sci Technol 18:580–587.
- JICA. 1994. Kokusai Kogyo Co .Ltd. Tokio. v.6.
- Karickhoff SW. 1981. Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils. Chemosphere 10:833–846.
- Kerr JM, Melton HR, McMillen SJ, Magaw RI, Naughton G. 1999. Polyaromatic hydrocarbon content in crude oils around the world. SPE 52724. Paper presented at the 1999 SPE/EPA Exploration and Production Environmental Conference; Austin, TX. Richardson (TX), USA: Society of Petroleum Engineers. 10 p.
- Kumar, R. S. (2001). Intertidal zonation and seasonality of benthos in a tropical mangrove. International Journal of Ecology and Environmental Sciences, 27, 199-208.
- Knutzen J. 1995. Effects on marine organisms from polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and other constituents of waste water from aluminum smelters with examples from Norway. Sci Tot Environ 163:107–122.
- Landrum PF, Lotufo GR, Gossiaux DC, Gedeon ML, Lee J-H. 2003. Bioaccumulation and critical body residue of PAHs in the amphipod, Diporia spp Additional evidence to support toxicity additivity for PAH mixtures. Chemosphere 51:481–489.
- Lao RC, Thomas RS, Monkman JL. 1975. Computerized gas chromatographic–mass spectrometric analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in environmental samples. J Chromatogr 112:681–700.
- Lee LS, Hagwall M, Delfino JJ, Rao PSC. 1992a. Partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons from diesel fuel into water. Environ Sci Technol 26:2104–2110.
- Lee, M Y. Jong Moon Park b and Ji .1997. Micro precipitation of Lead on the surface of the crab shell particle
- Margalef, R. 1969. Perspective in Ecological Theory .The university of Chicago Press, Chicago, P 111
- Marques J.C., Salas F., Patricio J., Teixeira H & Neto J.M. 2009. Ecological Indicators for Coastal and Estuarine Environmental Assessment. WIT PRESS 182:20-50.
- Mashiatullah, A. 2012. Metal pollution and ecological risk assessment in marine sediment of Karachi Coast, Pakistan. Springer science. Environ. Monit. assess. pp 10.
- Merrill EG, Wade TL. 1985. Carbonized coal products as a source of aromatic hydrocarbons to sediments from a highly industrialized estuary. Environ Sci Technol 19:597–603.

- Moopam.1999.Manual of Oceanographic Observation on Pollution Analysis Method.Publisher: Kuwait, Regional Organization for Protection of Marine Environment .3rd ed.VI-3 V-2
- Mohammed, S. Z. (1995). Observation on the benthic macrofauna of the soft sediment on western side of the Arabian Gulf (ROPME sea area) with respect to 1991Gulf war oil spill. *Indian Journal of Marine Sciences*, 24, 147–152.
- Mueller JG, Chapman PJ, Pritchard PH. 1989. Creosote-contaminated sites. *Environ Sci Technol* 23:1197–1201.
- Näf C, Broman D, Axelmann J. 1994. Characterization of the PAH load outside an aluminum smelter on the Swedish Baltic coast. *Sci Tot Environ* 156:109–118.
- NAS. 2002. National Academy of Sciences Oil in the sea. Inputs, fates and effects. Washington, DC: National Academy Press. 265 p.
- Neff, J M., Scott A S, Donald G. G.2004.Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments: Identifying Sources and Ecological Hazard Integrated Environmental Assessment and Management — Volume 1, Number 1—pp.22–33
- Neff. J.M. 2002. Bioaccumulation in marine organisms. Effects of contaminants from oil well produced water. Amsterdam, the Netherlands: Elsevier. 452 p.
- Neff JM, Sauer TC. 1995. Reduction in the toxicity of crude oil during weathering on the shore. Washington (DC), USA: Marine Spill Response Corp.Technical Report Series 95-015.
- Neff, J.M. 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. Sources, fates and biological effects. Barking, Essex, UK: Applied Science. 262 p.
- Neff. J.M, Langseth DE, Graham EM, Sauer Jr TC, Gnewuch SC. 1994. Transport and fate of non-BTEX petroleum chemicals in soil and groundwater. Washington, DC: American Petroleum Institute. API Publ 4593
- Noverita D., Takarina N.D., Andrio .2011. IMPACT OF HEAVY METALS CONTAMINATION ON THE BIODIVERSITY OF MARINE BENTHIC ORGANISMS IN JAKARTA BAY. *Journal of Coastal Development* Volume 14, Number 2, February 2011: 168: 171. University of Indonesia, Depok, 16424, West Java, Indonesia.
- Oda J, Maeda I, Mori T, Yasuhara A, Saito Y. 1998. The relative proportions of polycyclic aromatic hydrocarbons and oxygenated derivatives in accumulated organic particulates as affected by air pollution sources. *Environ Technol* 19:961–976.
- Ong M.C., Menier D., Shazili N.A.M., & Dupont V.2012.Geochemistry of Metallic Trace Elements in Surficial Sediments of The Gulf Of Morbihan,Brittany , France.*Journal of Applied science*.pp 2215-2224
- Olsgrad, F. (1993).Do toxic algal blooms affect subtidal soft bottom.
- Ozretich RJ, Ferraro SP, Lambertson JO, Cole FA. 2000. Test of Σ polycyclic aromatic hydrocarbon model at a creosote-contaminated site, Elliott Bay, Washington, USA. *Environ Toxicol Chem* 19:2378–2389.

- Pastorok RA, Peek DC, Sampson JR, Jacobson MA. 1994. Ecological risk assessment for river sediments contaminated by creosote. *Environ Toxicol Chem* 13:1929–1941.
- Pastorok RA, Peek DC, Sampson JR, Jacobson MA. 1994. Ecological risk assessment for river sediments contaminated by creosote. *Environ Toxicol Chem* 13:1929–1941.
- Pekey, H., Karakaş, D., Ayberk, S., et al., 2004. Ecological Risk Assessment Using Trace Elements from Surface Sediments of İzmit Bay (Northeastern Marmara Sea) Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 946–953
- Qingjie. G. Jun., D. Yunchuan., X. Qingfei., W. Liqiang., Y. 2008. Calculating Pollution Indices by Heavy Metals in Ecological Geochemistry Assessment and a Case Study in Parks of Beijing. *Journal of China University of Geosciences*, Vol. 19, No. 3, p. 230–241, June 2008
- Ramadan A., S., Ahmed. 2010. The Effects of Sewage Discharge on The Marine Gastropod *Gibbula* sp., Collected From The Coast of Al-Hanyaa, Libya. The first international Conference of Biological Sciences 27-29-Sep. 2010 Cairo – Egypt. *Egypt. Acad. J. biolog. Sci.*, 2 (2): 47- 52 (2010).
- Sharma M, Marsalek J, McBean E. 1994. Migration pathways and remediation of urban runoff for PAH control. *J Environ Manag* 41:325–336.
- Shiu WY, Bobra M, Bobra AM, Jaijanen A, Suntio L, Mackay D. 1990. The water solubility of crude oils and petroleum products. *Oil Chem Pollut* 7:57–84.
- Sporstøl S, Gjøs N, Lichtenthaler RG, Gustavsen KO, Urdal K, Orelid F, Skel J. 1983. Source identification of aromatic hydrocarbons in sediments using GC/MS. *Environ Sci Technol* 17:282–86.
- Stout SA, Uhler AD, McCarthy KJ, Emsbo-Mattingly S. 2002b. Chemical fingerprinting of hydrocarbons. In: Murphy BL, Morrison RD, editors. *Introduction to environmental forensics*. San Diego (CA), USA: Academic. P 137–260.
- Stout SA, Uhler AD, McCarthy KJ. 2001b. A strategy and methodology for defensibly correlating spilled oil to source candidates. *Environ Forens* 2:87–98.
- Sutter P., T. 1993... Potential impacts of climate change on species richness in mountain forests—an ecological risk assessment
- Takada H, Onda T, Harada M, Ogura N. 1991. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust from the Tokyo metropolitan area. *Sci Tot Environ* 107:45–69.
- Takarina, N.D. Yasman, Sunardi, A. Reza. 2008. Spesiasi logam berat di sedimen muara dan perairan Teluk Jakarta. *Jurnal Kimia Lingkungan* 9(2): 153-160
- Thrane KE. 1987. Deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the surroundings of primary aluminum industry. *Water Air Soil Pollut* 33:385–393.
- U.N.E.P/I.P.C.S. 1999. Chemical Risk Assessment. Human risk Assessment. Environmental Risk Assessment and Ecological Risk Assessment .training module No 3. section C pp 177-216

- Villaume JF. 1984. Coal tar wastes: Their environmental fate and effects. In: Majumday SK, Miller EW, editors. Hazardous and toxic waste: Technology, management and health effects. Philadelphia (PA), USA: Pennsylvania Academy of Sciences. P 362–375.
- Warne MStJ, Connell DW, Hawker DW, Schüürmann G. 1989. Prediction of the toxicity of mixtures of shale oil components. *Ecotoxicol Environ Saf* 18:121–128.
- Wedepohl, K.H. 1995. The Composition of The Continental Crust. *Geochim. Acta*, 59:1217-1332.
- Wold S, Esbensen SK, Geladi P. 1987. Principal component analysis. *Chemom Intell Lab Syst* 2:37–52.
- Yang H-H, Lai S-O, Hsieh L-T, Sueh H-J, Chi T-W. 2002. Profiles of PAH emission from steel and iron industries. *Chemosphere* 48:1061–1074
- Yee. D. 2010. Human Health and ecological Risk Assessment. Technical Data Report. ENBRIDGE NORTHERN GATEWAY PROJECT. pp: 19A4-19A20
- Yin H., Gao Y., & Fan C. 2011. Distribution, Source and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediment from lake Taihu, China. pp 14. laboratory of lake science and environment. Chinese Academic of Science
- Zemanek MG, Pollard SJT, Kenefick SL, Hrudey SE. 1997. Multi-phase partitioning and co-solvent effects for polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) in authentic petroleum- and creosote-contaminated soils. *Environ Pollut* 98:239–252.
- Zeng EY, Vista CL. 1997. Organic pollutants in the coastal environment off San Diego, California. 1. Source identification and assessment by compositional indices of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ Toxicol Chem* 16:179–188.







Return

سخت پوستان



Nemer



Lingula



Sipon



Sipon



Ophio



Foram



Foraminifera

Foram



Dentalidae



Sinap



Return

Abstract

Ecological risk assessment is determination of the probability of an adverse effect occurring to an ecological system. This investigation was carried out to assess the ecological risk of sediment in coast of Bandar Abbas in 9 stations including Shilat Jetty, Hotel Amin, Poshte-Shahr, Souro, Bahonar Jetty, Powerhouse, Refinery and Rajaei Jetty from autumn 2013 to summer 2014. Results showed that Polychaete with 1177 , 1109 , 414 , 573 , ind.m² in autumn 91 , winter 91 , spring 92 and summer 92 were the most abundant in frequency respectively. Among ecological indices, the Margalof that ranged from 4 to 7 was in a good situation while Shanon and Berger – Parker with 1.2 (at most) and 0.32 (at least) respectively indicated an environment with probable stress. Heavy metal distribution obtained as Cd>Pb>Cu>Zn in sediment. In tissue, the distribution of heavy metals were as Crab>polychaete>Bivalve>gastropod for Pb, Gastropod>Bivalve>Polychaete>Crab for Cd, Gastropod>Crab>Polychaete>Bivalve for Cu and Gastropod>Bivalve>Crab>Polychaete for Zn. Maximum and Minimum of TOM obtained 10.16 and 1.96 percent in Posht-e-Shahr and shilat Jetty respectively and clay was the dominant grain in most area. Bioaccumulation coefficient of Zn and Cu was high in all stations. I_{geo} as a single index was high for Cd indicating a high risk in all stations. Potential Ecological Risk was high for Cu and Zn and goes increasingly from shilat Jetty to Rajeei Jetty but goes down for Pb. Pollution index for Cu and Pb was nearly the same as Potential Ecological Risk but for Zn goes constantly. Among PAH, 5-ring and 6-ring PAHs were more concentrate comparison to other compounds in sediment. 2-ring and 3-ring, 3-ring, 4-ring and 5-ring and 5-ring PAHs were more concentrate in Gastropod, Bivalve, Crab and Polychaete respectively. HI as an index of PAH obtained 1. Ecological Risk Indices showed that the heavy metals are a serious risk for invertebrate in sediment but PAHs are not a risk for benthic community.

Keywords: Ecological Risk, pollution, sediment, Index, Benthic fauna.



ISLAMIC AZAD UNIVERSITY

SCIENCE AND RESEARCH BRANCH

**Faculty of Marin and Tecnology-Department of Marin
Biology**

Ph.D Thesis In Marin Biology

Subject:

**Ecological Risk Assessment of Pollution in Sedimen on Bentic Fauna in
Coast of Bandar Abbas**

Thesis Advisor:

R. M. Nadoshan Ph.D.

M.S.Mortezaei Ph.D.

Consulting Advisor:

A.Mshinchian Ph.D.

S.M.Fatemi Ph.D.

By:

K.Ejlali

Winter 2014